

Universidad Autónoma de Madrid
Facultad de Medicina
Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública



**Efecto de la exposición a $PM_{2,5}$ sobre la mortalidad:
Evaluación del impacto de las políticas públicas en la salud**

Tesis doctoral

Elena Isabel Boldo Pascua

Directoras

Dra. Nuria Aragonés Sanz

Dra. Cristina Linares Gil

Madrid, 2012



La Dra. Nuria Aragonés Sanz y la Dra. Cristina Linares Gil, codirectoras de la tesis doctoral y miembros del Área de Epidemiología Ambiental y Cáncer del Centro Nacional de Epidemiología (Instituto de Salud Carlos III)

INFORMAN:

Que D^a Elena Isabel Boldo Pascua ha realizado bajo su codirección el estudio titulado *Efecto de la exposición a PM_{2,5} sobre la mortalidad: Evaluación del impacto de las políticas públicas en la salud*. Es un trabajo original, rigurosamente realizado y es apto para ser defendido públicamente con el fin de obtener el grado de doctor.

Para que así conste y surta los efectos oportunos, se firma este documento en Madrid, a 1 de septiembre de 2012.

Fdo. Dra. Nuria Aragonés Sanz

Fdo. Dra. Cristina Linares Gil



Facultad de Medicina
Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública

**Efecto de la exposición a $PM_{2,5}$ sobre la mortalidad:
Evaluación del impacto de las políticas públicas en la salud**

Tesis doctoral

Elena Isabel Boldo Pascua

Área de Epidemiología Ambiental y Cáncer.
Centro Nacional de Epidemiología. Instituto de Salud Carlos III.

CIBER en Epidemiología y Salud Pública.

Directoras

Dra. Nuria Aragonés Sanz

Dra. Cristina Linares Gil

Área de Epidemiología Ambiental y Cáncer.
Centro Nacional de Epidemiología. Instituto de Salud Carlos III.

CIBER en Epidemiología y Salud Pública.

Madrid, 2012

La política está en el aire mismo que respiramos.

Graham Greene

AGRADECIMIENTOS

Cada logro es fruto de la ilusión, el esfuerzo y la dedicación. En el campo académico no lo es menos. Tampoco es fruto de un solo individuo. Si esta tesis se ha consumado, ha sido gracias a la colaboración directa o indirecta de muchas personas. Entre ellas, no puedo dejar de mencionar a las siguientes:

A mis directoras de tesis, Nuria Aragonés y Cristina Linares, por haber acogido de muy buen grado la tarea de dirección de este trabajo, por su acertada orientación en la realización de la tesis, por sus enseñanzas, por su dedicación y por su excelente disposición en todo momento.

A mis compañeros del Centro Nacional de Epidemiología, por ofrecer siempre su ayuda desinteresada y amable, por todo el ánimo que he recibido siempre de ellos y por ser grandes profesionales e instruirme en su buen hacer. Por su especial cercanía o contribución, quiero expresar mi profundo reconocimiento a Rebeca Ramis, Javier García, Pablo Fernández, Lorena Simón, Diana Gómez, Esther García, Virginia Lope, Ángeles Sierra, Marta Cervantes, Laura Rubio, María Marín, Eva Ferreras, Roberto Pastor, Adela Castelló y Ángel González.

A la coordinadora del programa APHEIS, Sylvia Medina, por la confianza que depositó en mí dándome la oportunidad de embarcarme en una experiencia profesional única e introduciéndome en el campo de investigación de esta tesis.

A la red APHEIS, donde tuve la oportunidad de trabajar con un elenco de grandes profesionales europeos de la salud y del medio ambiente. A todos ellos quiero expresarles mi más profundo agradecimiento por todo el trabajo realizado, y de modo particular a Ferran Ballester, por su generosa contribución, así como por sus prácticos y acertados consejos.

Al coordinador del proyecto SERCA, Julio Lumbreras, así como al resto de sus integrantes, especialmente a Gonzalo López Abente, Beatriz Pérez, Marina Pollán, Rafael Borge, David de la Paz, Juan Manuel de Andrés, Teresa Moreno y Angeliki Karanasiou. A todos ellos les quiero transmitir mi más sincera gratitud por todo lo que he aprendido de ellos mediante el desarrollo de este proyecto tan multidisciplinar.

A mis colegas canadienses, François Benoit, Louise St-Pierre y Anika Mendell, por su cálida acogida en tierras tan frías y por todo lo que me instruyeron acerca de la implantación de la Evaluación de Impacto en Salud. *À mes collègues Canadiens, François Benoit, Louise St-Pierre et Anika Mendell, pour leur accueil chaleureux dans cette région si froide et pour tout ce qu'ils m'ont apporté sur l'implantation de l'Évaluation d'Impact Sanitaire.*

Al Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública de la Universidad Autónoma de Madrid, en especial al coordinador del Programa de Doctorado, Fernando Rodríguez Artalejo, y a la tutora de la tesis, Pilar Guallar, por su amabilidad en todo momento para facilitar el desarrollo de esta tarea.

A mi familia y a mis amigos, por su derroche de paciencia, por su comprensión, por todo su apoyo, por el ánimo que me han dado y por todas las horas que esta tesis les ha robado. Quiero recordar especialmente a mi madre, por su presencia constante; a mi padre, pues sé que se hubiera sentido orgulloso de mí; a mi filósofo, Paco -a quien debo en gran medida tanto mi desarrollo personal como profesional- por la concienzuda lectura que ha hecho de este estudio aportando interesantes sugerencias; y a mi hija, Sara, fuente de alegría inmensa y verdadero oasis en medio de tantos quehaceres.

De todo corazón, gracias.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. PRÓLOGO	3
2. RESUMEN	5
3. GLOSARIO DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS	9
4. INTRODUCCIÓN	11
4.1 Calidad del aire y salud	13
4.2 Conceptos generales de contaminación atmosférica	14
4.3 Definiciones, origen y características de las partículas en suspensión	15
4.4 Marco legislativo nacional e internacional y valores guía de la OMS para las partículas en suspensión	19
4.5 Evidencias científicas sobre los efectos de las partículas en suspensión en la salud humana	22
4.6 Evidencias de los efectos de las medidas de control de la calidad del aire sobre la salud pública	34
5. ALCANCE DE LA TESIS DOCTORAL	43
6. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	47
7. APHEIS: EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD DE LA EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO A PM _{2,5} EN 23 CIUDADES EUROPEAS	51
7.1 Introducción	53
7.2 Material y métodos	54
7.3 Resultados	58
7.4 Discusión	62
8. LA REDUCCIÓN DE LOS NIVELES DE LAS PARTÍCULAS FINAS DEL AMBIENTE PODRÍA MEJORAR SUSTANCIALMENTE LA SALUD: EVALUACIÓN DE IMPACTO EN LA MORTALIDAD EN 26 CIUDADES EUROPEAS	67
8.1 Introducción	69
8.2 Material y métodos	70
8.3 Resultados	73
8.4 Discusión	76

9.	EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD DE LA REDUCCIÓN DEL NIVEL DE PM _{2,5} EN ESPAÑA	81
9.1	Introducción	83
9.2	Material y métodos	84
9.3	Resultados	88
9.4	Discusión	91
10.	IMPACTO EN LA MORTALIDAD Y BENEFICIO ECONÓMICO ASOCIADO A LAS POLÍTICAS DE REDUCCIÓN DE PM _{2,5} EN ESPAÑA	95
10.1	Introducción	97
10.2	Material y métodos	98
10.3	Resultados	104
10.4	Discusión	108
10.5	Material suplementario	112
11.	LA INSTITUCIONALIZACIÓN DE LA EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD EN QUEBEC: ¿UN MODELO FACTIBLE EN ESPAÑA?	117
11.1	Introducción	119
11.2	Material y métodos	120
11.3	Resultados	121
11.4	Discusión	124
12.	CONCLUSIONES	129
12.1	Conclusiones del Objetivo Específico 1	131
12.2	Conclusiones del Objetivo Específico 2	131
12.3	Conclusiones del Objetivo Específico 3	131
12.4	Conclusiones del Objetivo Específico 4	131
12.5	Conclusiones del Objetivo Específico 5	132
13.	RESÚMENES DE LAS PUBLICACIONES	133
13.1	Resumen del Objetivo Específico 1	135
13.2	Resumen del Objetivo Específico 2	136
13.3	Resumen del Objetivo Específico 3	137
13.4	Resumen del Objetivo Específico 4	138
13.5	Resumen del Objetivo Específico 5	139
14.	BIBLIOGRAFÍA	141
15.	ANEXOS: PUBLICACIONES DE LA TESIS	163

1. PRÓLOGO

Siguiendo las instrucciones del Programa de Doctorado del Departamento de Medicina Preventiva y Salud Pública de la Universidad Autónoma de Madrid, esta tesis se presenta sobre la base de cuatro artículos ya publicados en revistas científicas y un manuscrito enviado para su revisión y publicación. Estos trabajos representan la trayectoria profesional de la doctoranda en el campo de la Evaluación de Impacto en Salud, en particular en el área de la contaminación atmosférica debida a las partículas en suspensión.

Respecto a los artículos, dos de ellos corresponden a la colaboración realizada en el programa europeo APHEIS (Air Pollution and Health: a European Information System), coordinado desde el Instituto de Vigilancia Sanitaria francés por la Dra. Sylvia Medina. El objetivo principal de esta red era estimar el impacto del material particulado atmosférico, en concreto de las concentraciones de $PM_{2.5}$, sobre la morbi-mortalidad en las ciudades europeas participantes. La doctoranda disfrutó de varias becas¹ y el proyecto estuvo financiado por las instituciones de las ciudades que colaboraron en APHEIS y por la Comisión Europea (DG SANCO SI2.131174 99CVF2-604; SI2.297300 2000CVG2-607; SI2.326507 2001CVG2-602).

Por otra parte, otras dos publicaciones son fruto del proyecto nacional SERCA (Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica), liderado por el Dr. Julio Lumbreras y en el que han participado la Universidad Politécnica de Madrid, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, a través del Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, y el Instituto de Salud Carlos III, a través del Centro Nacional de Epidemiología. El objetivo general del proyecto era desarrollar un sistema de modelización de la calidad del aire para el territorio español, aplicable a la estimación del impacto de los principales contaminantes atmosféricos sobre la salud humana y los ecosistemas. En concreto, se abordó la estimación del impacto de las concentraciones de $PM_{2.5}$ sobre la mortalidad del territorio español. El estudio recibió financiación del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, en el marco del Plan Nacional de I+D+i (2008-2011) (proyecto 058/PC08/3-18.1).

El último de los artículos de esta tesis plantea una reflexión sobre un posible modelo de implantación de la Evaluación de Impacto en Salud en España, a la vista de la repercusión que producen las intervenciones políticas en la salud pública. Este trabajo, dirigido por el Dr. François Benoit, pudo ser realizado gracias a una Bolsa de Ampliación de Estudios del Ministerio de Ciencia e Innovación (Acción Estratégica de Salud del Plan Nacional I+D+i 2008-2011), que financió una estancia de investigación de la doctoranda en el Instituto de Salud Pública de Quebec (Montreal, Canadá).

¹ Beca para realizar una estancia en centros de investigación extranjeros (Orden 2149/2005, BOCM 23-05-2005). Beca FPI de la Consejería de Educación de la Comunidad de Madrid (CM) (Orden 7580/2003, BOCM 21-01-2004). Beca para realizar una estancia de investigación de la UAM. Beca de investigación en el campo de las Ciencias de la Salud (Orden 566/2001, BOCM 24-09-01) de la Consejería de Sanidad de la CM (Resolución 326/2001, BOCM 13-12-2001).

2. RESUMEN

Diversos eventos históricos, así como estudios toxicológicos y epidemiológicos desarrollados en diversas partes del mundo, aportan cada vez más pruebas a favor de la existencia de una relación causa-efecto entre la exposición a la contaminación atmosférica y los efectos adversos en la salud. Con relación a las partículas finas ($PM_{2,5}$), actualmente hay un amplio consenso en la opinión de los expertos sobre la existencia de una relación causal entre la exposición a este contaminante y la mortalidad prematura. La Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. ha revisado recientemente las evidencias clínicas, toxicológicas y epidemiológicas en relación con la exposición a las concentraciones de $PM_{2,5}$ a corto y largo plazo y el riesgo de mortalidad prematura, determinando que la evidencia es suficiente para concluir que existe una relación causal.

Los estudios de intervención confirman que la morbi-mortalidad se reduce cuando mejora la calidad del aire. Los estudios de evaluación de impacto en salud (EIS) estiman los beneficios potenciales en salud asociados con un cambio en los niveles de contaminantes determinado por la puesta en marcha de medidas de control de la calidad del aire. En este sentido, los resultados obtenidos en los proyectos de investigación APHEIS² y SERCA³ muestran que la contaminación atmosférica supone todavía un factor de riesgo ambiental al que están expuestos de manera crónica los ciudadanos europeos. En ambos proyectos se han estimado los beneficios potenciales en salud asociados a una disminución teórica en la exposición a $PM_{2,5}$, fundamentada en la implementación de una serie de medidas relacionadas con el control de la calidad del aire.

En el marco del programa APHEIS (1999-2003), se cuantificó por primera vez en distintas ciudades europeas el impacto atribuible a una reducción de la exposición a largo plazo a las concentraciones de $PM_{2,5}$, en términos del número de muertes evitables y del aumento potencial en la esperanza de vida en personas mayores de 30 años. La medida de la exposición a las $PM_{2,5}$ fue proporcionada por las redes de monitorización de calidad del aire presentes en las ciudades participantes. Los escenarios de reducción anual de $PM_{2,5}$ (hasta 25, 20 o 15 $\mu g/m^3$) se establecieron teniendo en cuenta el fuerte debate que existía en Europa antes de que fueran regulados los valores límite de este contaminante en la Directiva de 2008, sobre calidad del aire ambiente y aire más limpio para Europa. Dado que ya había ciudades que no alcanzaban esos niveles medios de exposición anual a las $PM_{2,5}$, también se propuso una reducción de 3,5 $\mu g/m^3$ con independencia del valor de concentración presentado por cada una de las ciudades. Considerando una de las propuestas de la Comisión Europea (CE) (programa CAFE⁴), se estimó que casi 17.000 muertes se podrían prevenir anualmente, incluyendo más de 11.000 muertes por causas cardiopulmonares y casi 2.000 por cáncer de

² APHEIS: Air Pollution and Health: a European Information System.

³ SERCA: Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica.

⁴ CAFE: Clean Air for Europe.

pulmón, si la exposición a largo plazo a las $PM_{2,5}$ fuera reducida hasta $15 \mu g/m^3$ en cada una de las 23 ciudades europeas participantes en APHEIS. Dicha reducción supondría un incremento de la esperanza de vida entre un mes y más de dos años en función de la ciudad. En relación con el escenario de $15 \mu g/m^3$, si el nivel regulado de concentración media anual de $PM_{2,5}$ fuera de $25 \mu g/m^3$ o $20 \mu g/m^3$, la carga total de mortalidad sería de cuatro veces mayor (reducción de 1,6% frente a 0,4%) o dos veces mayor, respectivamente. Estableciendo la misma comparación, el porcentaje de disminución de la mortalidad podría aumentar hasta más de siete veces (3,0% versus 0,4%) si se hubiera regulado en la Directiva europea de 2008 el nivel recomendado por la OMS⁵ ($10 \mu g/m^3$).

Por otra parte, en el proyecto SERCA (2008-2012) se cuantificó en España, excluyendo las Islas Canarias, el impacto atribuible a una reducción de la exposición a largo plazo a las concentraciones de $PM_{2,5}$ en términos del número de muertes evitables y del beneficio económico esperado en personas mayores de 30 años. A diferencia de APHEIS, la medida de la exposición a las $PM_{2,5}$ se estimó mediante modelos de calidad del aire, teniendo en cuenta el Inventario Nacional de Emisiones, así como información meteorológica y topográfica (modelo WRF-SMOKE-CMAQ⁶). Además, otra diferencia destacable fue que los escenarios de reducción de $PM_{2,5}$ se establecieron considerando una batería de medidas aprobadas, con potenciales repercusiones en la calidad del aire del territorio español en el futuro. Entre estas medidas, destacarían las que se dirigen a conseguir una reducción de emisiones en el transporte y en procesos que requieren combustión. Respecto a los resultados obtenidos para la mortalidad total y por causas específicas, tras la implantación de las medidas, se esperaría alcanzar una reducción aproximada de $1 \mu g/m^3$ en el nivel medio de las concentraciones de $PM_{2,5}$ en el año 2014, en relación con un escenario de referencia basado en las concentraciones de 2007. El desarrollo de las medidas ya aprobadas para mejorar la calidad del aire supondría un ahorro de más de 4.000 muertes prematuras, con un beneficio económico estimado entre 5.000 y 10.000 millones de euros. Entre esas muertes, serían evitables más de 1.000 por cardiopatía isquémica y otras 500 por cáncer de pulmón.

Los resultados de ambos proyectos muestran que este riesgo ambiental sigue siendo un escollo importante en la salud pública europea, ya que afecta a la calidad de vida de su población, principalmente a la que habita en zonas urbanas, como consecuencia de las emisiones producidas por el tráfico. La exposición a las $PM_{2,5}$ está relacionada con muertes que son consideradas prematuras, especialmente por causas cardiovasculares y/o respiratorias. Por esta razón, los estudios que cuantifican los impactos potenciales de la contaminación atmosférica cobran gran relevancia para las autoridades tanto ambientales como salubristas que requieren información técnica para la implantación de medidas de control de la calidad del aire.

⁵ OMS: Organización Mundial de la Salud.

⁶ WRF: Modelo meteorológico; SMOKE: Modelo de emisiones; CMAQ: Modelo de transporte químico.

En España, las últimas leyes aprobadas de Salud Pública, tanto a nivel nacional como en el ámbito autonómico (Andalucía, Cataluña e Islas Baleares), han incorporado la regulación de la EIS. La institucionalización de la EIS en el marco de la Ley General de Salud Pública no garantiza sin embargo el éxito de su implantación para avanzar en la incorporación del principio *“Salud en todas las políticas”* en las nuevas intervenciones previstas, incluidas las que podrían afectar a la calidad del aire. La aplicación efectiva de la EIS requiere no sólo su presencia en el marco legal, sino una firme voluntad política y primordialmente el establecimiento de toda una estructura organizativa bien diseñada y la asignación de los recursos necesarios. La perspectiva de la práctica de la EIS debe fundamentarse en la colaboración intersectorial, en el conocimiento y la investigación, en el fortalecimiento de la acción comunitaria y en el establecimiento de redes de comunicación; en definitiva, en la consideración de la salud como tema transversal de las políticas públicas.

3. GLOSARIO DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

ACS: American Cancer Society (Sociedad Americana contra el Cáncer).

AirQ program: Air Quality Health Impact Assessment Software. Programa de cálculo del impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la OMS.

APHEIS: Programa europeo de investigación “Air Pollution and Health: a European Information System” (Contaminación del Aire y Salud: un Sistema de Información Europeo).

BenMAP: Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (Programa de Análisis y Cartografía de Beneficios Ambientales).

CAFE: Programa europeo “Clean Air for Europe” (Aire Limpio para Europa).

CCNPPS: Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud de la provincia de Quebec (Canadá).

CE: Comisión Europea.

CIE-10: Clasificación Internacional de Enfermedades, décima edición.

CMAQ: Community Multiscale Air Quality (modelo de calidad del aire multiescala-multicontaminante).

CREXE: Centro de Investigación y Conocimientos en Evaluación de la provincia de Quebec (Canadá).

DAP: Disposición a Pagar.

DGSP: Dirección General de Salud Pública.

EIS: Evaluación de Impacto en Salud.

EIS-PA: Evaluation d'Impact Sanitaire de la Pollution Atmosphérique (Evaluación del Impacto Sanitario de la Contaminación Atmosférica). Herramienta de cálculo del impacto de la contaminación atmosférica en la salud del Instituto de Vigilancia Sanitaria de Francia.

EPOC: Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica.

ExternE: Programa europeo “External Costs of Energy”.

FER: Función Exposición-Respuesta.

FCR: Función Concentración-Respuesta.

GEPPS: Grupo de Estudios sobre Políticas Públicas y Salud de la provincia de Quebec (Canadá).

HN: Humos Negros. Partículas en suspensión de diámetro menor de 4,5 micras (μm).

IC: Intervalo de confianza.

IME: Indicador Medio de Exposición.

INSPQ: Instituto Nacional de Salud Pública de Quebec (Canadá).

InVS: Institut de Veille Sanitaire (Instituto de Vigilancia Sanitaria de Francia).

LGSP: Ley 33/2011, de 4 de octubre, General de Salud Pública.

MSPSI: Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad.

MSSS: Ministerio de Sanidad y de Servicios Sociales de la provincia de Quebec (Canadá).

OMS: Organización Mundial de la Salud.

PE: Parlamento Europeo.

PM: Partículas en Suspensión.

PM_{2,5}: PM de diámetro menor de 2,5 µm (masa de partículas que pasan a través de un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de 2,5 µm con una eficiencia de corte del 50%).

PM₁₀: PM de diámetro menor de 10 µm (ídem respecto de un diámetro de 10 µm).

PNSP: Programa Nacional de Salud Pública.

PSAS-9: Programme de Surveillance Air et Santé en France (Sistema de Vigilancia sobre la Contaminación Atmosférica y la Salud en Francia).

PST: Partículas en Suspensión Totales.

RA: Riesgo Atribuible.

RR: Riesgo Relativo.

SERCA: Proyecto nacional de investigación “Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica”.

SIG: Sistema de Información Geográfica.

SMOKE: Sparse Matrix Operator Kernel Emission (modelo de emisiones).

TEOM: Tapered Element Oscillating Microbalance. El método de microbalanza oscilante es un método automático de medición de partículas.

UE: Unión Europea.

US EPA: US Environmental Protection Agency. Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

VMVE: Valor Monetario de una Vida Estadística.

WRF: Weather Research and Forecasting (modelo meteorológico).

4. INTRODUCCIÓN

4.1 Calidad del aire y salud

Tanto los fenómenos naturales como las actividades humanas provocan la emisión de contaminantes atmosféricos que modifican la calidad del aire. La transformación de la materia y las necesidades energéticas del hombre producen la ruptura del equilibrio del aire, una mezcla de gases que constituyen la atmósfera terrestre y que es esencial para la existencia de la vida en el planeta. La Directiva 2008/50/CE, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa, define “contaminante” como toda sustancia presente en el aire ambiente que pueda tener efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente en su conjunto (EU Directive, 2008).

Los efectos adversos de la deficiente calidad del aire sobre la salud humana son conocidos desde hace tiempo y se investigan cada vez más por ser una de las cuestiones clave en salud pública (Kampa and Castanas, 2008). Durante la primera mitad del siglo XX, determinados episodios de contaminación elevada en el aire en algunas ciudades industrializadas provocaron un aumento de la morbi-mortalidad en sus residentes. Aunque se desconocía la concentración o la identidad de los contaminantes atmosféricos, los efectos en la salud fueron muy notorios en el Valle de Mosa (Bélgica) en 1930 (Firket J, 1931), en Donora (Pensilvania, EE. UU.) en 1948 (Ciocco and Thompson, 1961) y, sobre todo, en Londres (Reino Unido) en 1952 (Logan, 1953). En el último de los ejemplos citados, una densa niebla cubrió el área del Gran Londres durante 4 días, del 5 al 8 de diciembre de 1952, acompañándose de un brusco aumento en la mortalidad de sus habitantes. Inicialmente el número de muertes en exceso atribuidas a este episodio fue de entre 3.500 y 4.000 (Logan, 1953). Estudios posteriores, sin embargo, han cuestionado dicha valoración y han estimado en unas 12.000 personas las fallecidas entre diciembre de 1952 y febrero de 1953 a causa de los efectos persistentes de la contaminación atmosférica de diciembre de 1952 (Bell and Davis, 2001).

El episodio de Londres originó la Ley de Aire Limpio (Clean Air Act) de 1956 para dicha ciudad y produjo grandes cambios en las políticas ambientales, que conllevaron la adopción de políticas de control de la contaminación, sobre todo en Europa Occidental y en los Estados Unidos. Estas medidas han supuesto una importante reducción de los niveles de la contaminación atmosférica, al tiempo que la calidad del aire ahora se vigila más. Todo ello está contribuyendo a que las altas concentraciones de contaminantes observadas en los años 60 y 70 ya no se presenten (Rosales-Castillo et al., 2001). No obstante, a pesar de los grandes progresos realizados para mejorar la calidad del aire, la exposición continua a niveles moderados o bajos de contaminantes es un fenómeno que se sigue produciendo cotidianamente y que sigue preocupando fundamentalmente en las zonas más pobladas y/o industrializadas.

El interés científico y social acerca de las consecuencias del deterioro de la calidad del aire sobre la salud de los ciudadanos se ha incrementado de forma notable en las últimas décadas (Querol, 2008), habiéndose llevado a cabo un número importante de estudios epidemiológicos para investigar la relación entre las concentraciones de contaminantes atmosféricos y los posibles riesgos sanitarios (Brunekreef and Holgate, 2002; Cohen et al., 2005; Craig et al., 2008). Numerosos resultados de estas investigaciones han mostrado que existe una asociación positiva entre la contaminación atmosférica por material particulado y el incremento de la morbi-mortalidad (Hoek et al., 2002; Katsouyanni et al., 2001; Krewski et al., 2009; Turner et al., 2011). Por esta razón ha cobrado una gran importancia la determinación de los efectos causados por exposiciones a $PM_{2.5}$ que, aunque son relativamente bajas, son prolongadas en el tiempo y de gran relevancia en términos de efectos en la salud (Rosales-Castillo et al., 2001). Actualmente las principales instituciones sanitarias internacionales, como la Organización Mundial de la Salud (OMS) o la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (US EPA), reconocen que la inhalación de contaminantes atmosféricos, especialmente de partículas finas ($PM_{2.5}$), conlleva un incremento de riesgo de muerte prematura (US EPA, 2006; WHO, 2005a).

La OMS estima que en el mundo alrededor de 800.000 defunciones prematuras pueden ser atribuibles a la contaminación atmosférica cada año, constituyendo la decimotercera causa de mortalidad (Anderson et al., 2012; Brauer et al., 2012). Esta cifra justifica la magnitud y la seriedad del impacto de la contaminación atmosférica en la salud. Además, existen evidencias de que las intervenciones dirigidas a reducir las emisiones de contaminantes consiguen un descenso de la exposición seguido de un efecto beneficioso en la salud de la población (Clancy et al., 2002; Ebelt et al., 2001; Friedman et al., 2001; Pope, III, 1989). Este hecho justifica que se sigan investigando los efectos y los impactos de la contaminación atmosférica en la salud con objeto de mejorar la gestión de la calidad del aire y a la postre la calidad de vida de los ciudadanos.

4.2 Conceptos generales de contaminación atmosférica

La contaminación atmosférica supone la introducción en la atmósfera, directa o indirectamente, de sustancias o de energía que tengan un efecto adverso para la salud humana, que causen daños a los recursos biológicos y a los ecosistemas o que deterioren los bienes materiales (Manahan SE, 2007). Esta amplia definición de contaminación atmosférica introduce importantes matices, ya que no sólo se consideran contaminantes atmosféricos los de origen químico, sino que también se incluyen las formas de energía física, como el ruido o las radiaciones, y la contaminación de origen biológico, como la debida a niveles elevados de polen de diferentes especies.

La cantidad de contaminante vertida a la atmósfera por una determinada fuente por unidad de tiempo (kg/h, tm/año) se denomina *emisión*. Los *contaminantes primarios* se emiten directamente desde las fuentes naturales o antropogénicas, mientras que los *contaminantes secundarios* se crean por transformaciones que tienen lugar en la atmósfera a partir de los primarios (un ejemplo es el ozono troposférico). Además de las tasas de emisión, los procesos físico-químicos que se producen en la atmósfera, la meteorología y la orografía condicionan enormemente la *inmisión*, definida como la concentración de contaminantes en un punto determinado, expresada en unidad de masa por unidad de volumen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Seinfeld JH and Pandis SN, 2006).

Existe un gran número de contaminantes atmosféricos químicos con distintas repercusiones en la atmósfera y en la salud humana. Entre ellos destacan el material particulado atmosférico, partículas en suspensión o aerosol atmosférico (PM), el monóxido de carbono (CO), el dióxido de azufre (SO₂), los óxidos de nitrógeno (NO y NO₂) y el ozono (O₃), por plantear los riesgos para la salud más graves y generalizados. Debido a que se han reducido los niveles de SO₂ en los últimos años, los contaminantes en los que se centra actualmente la atención son el O₃, el NO₂ y las PM (Brunekreef and Holgate, 2002). A diferencia de lo que ocurre con las partículas, la concentración de los contaminantes atmosféricos gaseosos varía mucho en el espacio, por lo que se complica todavía más la estimación de los efectos y de los impactos en la salud asociados. En cambio, las PM se encuentran de manera ubicua en el aire tanto de zonas urbanas como no urbanas, lo que facilita el desarrollo de estudios de sus efectos y de su impacto en la salud.

4.3 Definiciones, origen y características de las partículas en suspensión

Las partículas en suspensión presentes en el aire pueden observarse como nubes de polvo o neblinas (US EPA, 2009). A diferencia de otros contaminantes atmosféricos, las PM no constituyen una entidad química definida, dado que engloban un amplio espectro de sustancias orgánicas e inorgánicas (US EPA, 2009), donde cada elemento se caracteriza por un estado (líquido o sólido), granulometría o tamaño, composición química y dinámica de evolución en la atmósfera. Su diversidad también está condicionada por su origen (natural o antropogénico) y su naturaleza (físicoquímica o biológica) (Monn, 2001). Por este motivo, su definición resulta compleja, dado que la composición física y química varía ampliamente en el espacio y en el tiempo (Lodovici and Bigagli, 2011).

El intento de definir las PM se complica aún más por el hecho de que tienen distintos mecanismos de formación, pudiendo ser emitidas directamente desde una fuente (*contaminantes primarios*), o formarse en la atmósfera mediante reacciones fotoquímicas y procesos de conversión de sus precursores gaseosos (SO₂, NO_x, vapores orgánicos y NH₃)

(*contaminantes secundarios*) (Seinfeld JH and Pandis SN, 2006). Las partículas pueden incluir componentes inorgánicos como la arena, distintos metales pesados combinados con nitratos, sulfatos y cloruros, gasolina parcial y totalmente quemada, y muchos productos químicos (alcanos, alquenos, compuestos aromáticos, olefinas cíclicas, terpenos, por nombrar algunos de los más comunes), así como numerosos elementos biológicos como polen, bacterias, hongos o esporas que pueden causar enfermedades o exacerbar las ya existentes, como el asma (Galan et al., 2003; Tobias et al., 2003). También son capaces de adsorber diversos compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles tales como los hidrocarburos aromáticos policíclicos o hidrocarburos clorinados o brominados, incluyendo las dioxinas (Cormier et al., 2006).

Por otra parte, en España son especialmente relevantes las intrusiones de polvo sahariano, dada la cercanía geográfica con el continente africano y, en concreto, con el desierto del Sáhara. La advección de polvo sahariano es un fenómeno relativamente frecuente en nuestro país, lo que comporta tanto un aumento en las concentraciones de PM (sobre todo de PM₁₀ y PM_{10-2,5} y, en menor medida, de PM_{2,5}) (Querol et al., 2009), como un cambio en la composición química de las partículas presentes en el aire (Perez et al., 2008), dado que incluso existe evidencia de transporte de material biológico perjudicial para la salud (Griffin, 2007). Estas especiales circunstancias suponen que los días de intrusión sahariana se observe un patrón de morbi-mortalidad claramente diferenciado de otros días en los que no se produce este fenómeno (Díaz et al., 2012; Tobias et al., 2011a; Tobias et al., 2011b).

La dificultad que entraña definir las PM de acuerdo a su identidad química condiciona que hayan sido clasificadas por sus propiedades aerodinámicas, que son resumidas por su diámetro aerodinámico. Esto se fundamenta, en parte, en que con independencia de la composición química y otras propiedades de la partícula, su tamaño determina cómo se comporta en la atmósfera y su capacidad para penetrar y depositarse en las vías respiratorias. Las partículas de mayor tamaño, como el polvo que se levanta del suelo o es erosionado de las rocas, viajan distancias menores y generalmente son capturados en las vías altas respiratorias (región extratorácica). Por otro lado, las partículas extremadamente pequeñas, como son las emitidas por los vehículos diésel y los aviones, pueden viajar miles de kilómetros y permanecer en suspensión en el aire durante semanas o meses, y al ser inhaladas pueden penetrar hasta las zonas más profundas del pulmón (región traqueobronquial y alveolar) e incluso alcanzar el torrente sanguíneo si contienen componentes solubles (US EPA, 2009).

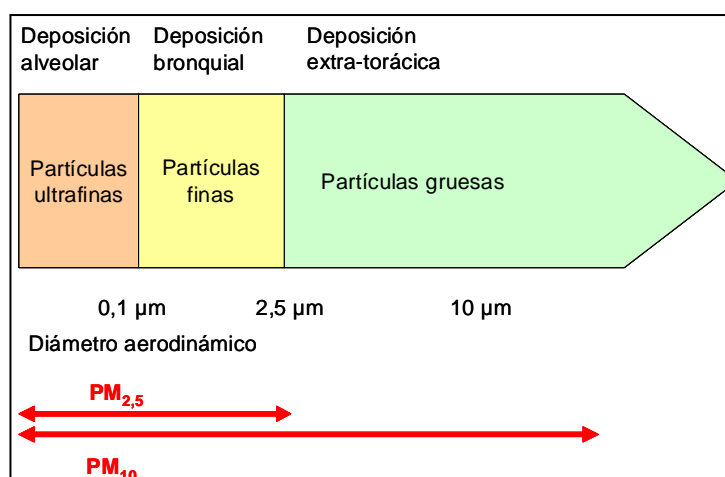
El tamaño de las PM se expresa en función del radio de Stokes, definido como el de una esfera que tenga la misma velocidad de caída e igual densidad que la partícula. En términos generales, las PM se describen, según su tamaño, como gruesas, finas y ultrafinas (WHO, 2006a):

- Las partículas gruesas son aquellas con diámetro entre 2,5 y 10 μm . Suelen ser insolubles y tienen un importante componente de tipo natural, siendo contaminantes básicamente primarios que se generan por procesos mecánicos o de evaporación. La mayor parte de esta fracción está formada por el humo y el polvo de los procesos industriales, agricultura, construcción y tráfico rodado, aunque también proceden del aerosol marino, polen de las plantas, hongos y de otras fuentes naturales. Pueden incluir metales tóxicos y sustancias biológicamente nocivas. De entre los pocos contaminantes secundarios que entran a formar parte de su estructura destacan los nitratos (Seinfeld JH and Pandis SN, 2006).
- Las partículas finas son aquellas que presentan un diámetro entre 0,1 y 2,5 μm . La composición de estas partículas es más tóxica, ya que su principal origen es antropogénico y son fundamentalmente contaminantes secundarios. Suelen ser solubles y la fuente principal de estas partículas se encuentra en la combustión de los combustibles fósiles, especialmente de las emisiones de los motores diésel. Estas partículas incluyen el hollín de los escapes de los vehículos, a menudo impregnado de otros contaminantes químicos o metálicos, así como aerosoles orgánicos secundarios a base de sulfatos y nitratos, que se forman por oxidación de SO_x y NO_x , como el peroxiacetil nitrato y los hidrocarburos aromáticos policíclicos. Por tanto, incluyen una amplia variedad de productos químicos orgánicos, compuestos de plomo, cadmio, vanadio y otros metales, así como de carbono puro. Por el contrario, son pocas las fuentes primarias de partículas finas, como por ejemplo los procesos industriales de molienda y pulverización y los procesos rápidos de condensación de gases expulsados a altas temperaturas (Querol et al., 2004).
- Las partículas ultrafinas, menores de 0,1 μm de diámetro, son un tipo especial de partículas finas, y también incluyen metales, compuestos orgánicos, compuestos de azufre (sulfato y ácido sulfúrico) y esferas de carbono. Algunas de estas partículas están constituidas por compuestos con actividad redox y potencialmente cancerígenos, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos vinculados al hollín (Valavanidis et al., 2008). La medición fiable de estas partículas resulta complicada, dado que sus concentraciones dependen en gran medida de la proximidad a la fuente. La dificultad para conocer el grado de exposición de las poblaciones a este contaminante obstaculiza el desarrollo de estudios epidemiológicos de base poblacional que estimen sus efectos en salud (Araujo, 2011).

En general, para referirse de manera sencilla al material particulado atmosférico se emplean, en función del tamaño, las abreviaturas $\text{PM}_{0,1}$, $\text{PM}_{2,5}$ o PM_{10} , para partículas ultrafinas, finas y gruesas respectivamente (Figura 1). Las partículas de menor tamaño contribuyen poco en masa por volumen de aire, pero son las más numerosas y presentan una mayor relación superficie/masa (Rodríguez et al., 2007; Seinfeld JH and Pandis SN, 2006). A modo de ejemplo, las $\text{PM}_{0,1}$ suponen más del 85% del número total de las $\text{PM}_{2,5}$ (Araujo and Nel, 2009). Desde el punto de vista de la salud, las partículas más pequeñas presentan más capacidad de

penetración y difusión en el sistema respiratorio y circulatorio, así como una mayor facilidad para producir efectos sistémicos (Araujo, 2011; Oberdorster et al., 2005). Además, muestran más superficie de contacto con el organismo, lo que puede favorecer una mayor biodisponibilidad de las sustancias químicas reactivas que contienen (por ejemplo, los metales) en los lugares de contacto con las células, incrementándose los riesgos de lesión en distintos tejidos y órganos (Araujo and Nel, 2009; Oberdorster et al., 2005).

Figura 1. Tipos de partículas en suspensión según su tamaño y deposición en el sistema respiratorio.



La OMS aconseja utilizar como indicador de la calidad del aire las concentraciones de $PM_{2,5}$ en vez de las de PM_{10} (WHO, 2006b). Además, el Grupo de Trabajo sobre Aspectos de la Contaminación Atmosférica en la Salud⁷ (Janssen et al., 2012) ha recomendado también que $PM_{2,5}$ sea la métrica principal para cuantificar la exposición humana a PM y los consiguientes efectos en salud, así como para predecir los beneficios de las medidas de reducción de dicha exposición. Por otro lado, lo que se denomina actualmente en los foros científicos *black carbon* (carbono negro), se está proponiendo como un indicador adicional muy útil para evaluar las acciones locales que pretenden reducir la exposición de la población a las PM procedentes de la combustión, como sucede con el tráfico motorizado en ambientes urbanos (Janssen et al., 2012). En este sentido, es de destacar que las emisiones de los motores de combustión diésel han sido recientemente declaradas como cancerígenas para humanos (Grupo 1 de la Agencia Internacional de Investigación contra el Cáncer-IARC), y las de gasolina, como posiblemente cancerígenas para humanos (Grupo 2B de la IARC) (Benbrahim-Tallaa et al., 2012).

⁷ Task Force on Health Aspects of Air Pollution (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution ECE/EB.AIR/106/Add.1, para 8(b)(i)).

4.4 Marco legislativo nacional e internacional y valores guía de la OMS para las partículas en suspensión

Desde el punto de vista de la política ambiental, la calidad del aire significa mantener los niveles de contaminación por debajo de los límites que señalan las normativas desarrolladas por los países. Debido a los efectos adversos que producen en la salud y los ecosistemas, las PM se encuentran entre los contaminantes atmosféricos sometidos a regulación medioambiental.

En Europa, el Consejo aprobó la Directiva 96/62/CE sobre Evaluación y Gestión de la Calidad del Aire Ambiente en 1996 (EU Directive, 1996), que modificaría la normativa anterior sobre esta materia en el ámbito comunitario. Esta Directiva Marco tenía como objetivo principal establecer los principios básicos de una estrategia común de calidad del aire ambiente para evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente.

La Directiva Marco se desarrolló por las conocidas como Directivas “Hijas”, la primera de las cuales fue la Directiva 1999/30/CE, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente (EU Directive, 1999). Su objetivo principal era establecer valores límite para las concentraciones de los contaminantes citados así como métodos de medida y criterios comunes. Esta Directiva proponía dos fases para alcanzar los valores límite de PM₁₀. La fase I (2005) establecía un límite de concentración de media anual de 40 µg/m³, así como un límite diario de 50 µg/m³, con un número máximo de 35 superaciones anuales. La fase II (2010) era más restrictiva, con valores indicativos de 20 µg/m³ de media anual y 50 µg/m³ de media diaria con 7 superaciones permitidas en un año. La Directiva preveía una evaluación en 2003, en la que se debían ratificar los valores fijados para la fase II. Dado que dicha ratificación no se produjo, quedaron como valores límite de PM₁₀ los fijados para la primera fase, sin entrar en vigor los de la fase II. Durante dicha evaluación también se contempló la posibilidad de determinar valores límite para el parámetro PM_{2,5}, dado que los estudios epidemiológicos señalaban estas partículas como más perjudiciales para la salud que las PM₁₀. A partir de 2003 se comenzaron a medir rutinariamente los niveles de concentración de PM_{2,5} en Europa.

Posteriormente, la Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo (PE) y del Consejo de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (EU Directive, 2008), modificó el anterior marco regulatorio comunitario, sustituyendo la Directiva Marco y las primeras Directivas Hijas, incluida la que regulaba las PM. Esta Directiva estableció como definitivos los valores límite de PM₁₀ de la fase I (2005) y descartó definitivamente la entrada en vigor de los valores previstos en la fase II. Por otra parte, reguló un valor objetivo anual de PM_{2,5} de 25 µg/m³ aplicable en todo el territorio europeo a partir de 2010, que a partir de 2015 (fase 1) se convertiría en valor límite. Dicho valor límite pasaría en

2020 (fase 2) a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que nuevamente vuelve a ser un valor indicativo dado que será revisado por la Comisión en 2013. Finalmente, otro aspecto destacable es que se introduce el Indicador Medio de Exposición (IME) a nivel nacional. Dicho indicador refleja el nivel medio de exposición de la población, determinado en estaciones de fondo urbano. Con relación al IME, se establecen dos obligaciones en $\text{PM}_{2.5}$: 1) en la concentración de la exposición, el IME debe ser inferior a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el 2015 (media trienal 2013-2015 en estaciones de fondo urbano); 2) en la reducción de la exposición, el IME de 2020 (media trienal 2018-2020) debe ser inferior al de 2011 (media trienal 2009-2011) en un porcentaje que varía en función del valor del IME en 2011.

En España, la incorporación de las Directivas al ordenamiento jurídico se realizó a partir de la base legal que constituía la Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de Protección del Ambiente Atmosférico, desarrollada por el Decreto 833/1975, de 6 de febrero. La primera y segunda Directivas Hijas (Directivas 1999/30/CE y 2000/69/CE) se transpusieron mediante el Real Decreto 1073/2002, de 18 de octubre, sobre evaluación y gestión de la calidad del aire ambiente en relación con el dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas, plomo, benceno y monóxido de carbono. La Ley 38/1972 fue sustituida por la Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera, que aportó una nueva base legal para la evaluación y la gestión de la calidad del aire en España. Esta Ley, cuyo fin último es alcanzar unos niveles óptimos de calidad del aire para evitar, prevenir o reducir riesgos o efectos negativos sobre la salud humana, el medio ambiente y demás bienes de cualquier naturaleza, sirve de marco regulador para la elaboración de los planes y programas nacionales, autonómicos y locales para la mejora de la calidad del aire. Para transponer al derecho español la Directiva 2008/50/CE, desarrollar la Ley 34/2007 y simplificar la normativa nacional, en 2011 se aprobó el Real Decreto 102/2011 relativo a la mejora de la calidad del aire.

Hasta el año 2001, en muchas ciudades españolas se realizaba el control de los niveles de partículas mediante las medidas de humos negros (HN) (partículas en suspensión de diámetro menor de $4,5 \mu\text{m}$ (Filleul et al., 2005) y de partículas en suspensión totales (PST), de acuerdo con el marco normativo vigente hasta entonces. A partir de julio de 2001, con la entrada en vigor de la Directiva 1999/30/CE, se produjo un cambio en los parámetros de medida pasándose a medir PM_{10} , en lugar de HN y PST, estableciéndose una mayor restricción en los valores límite. A partir de 2003, se incorporó el parámetro $\text{PM}_{2.5}$ en las mediciones de calidad del aire. Sin embargo, la monitorización sistemática de la contaminación atmosférica no incluye la determinación de las partículas ultrafinas y no están regulados sus límites de concentración en las normas de calidad del aire.

La Tabla 1 muestra un resumen de los valores límite para PM_{10} y $PM_{2,5}$ contemplados actualmente en la legislación española y europea, así como las recomendaciones establecidas por la OMS. En líneas generales, en España el cumplimiento de la normativa está especialmente comprometido como consecuencia de las intrusiones saharianas, dado que durante estos episodios se pueden alcanzar niveles extremadamente elevados de PM. Por otra parte, la Oficina Regional de la OMS para Europa publicó en 2005 la última revisión de las Guías de Calidad del Aire (Krzyzanowski, 2008). La OMS estableció, como valores guía, una concentración anual media de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2,5}$ y de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} (WHO, 2006b). Estos valores se eligieron porque son los niveles más bajos en los cuales se ha demostrado que la mortalidad total y por causas específicas aumenta en respuesta a la exposición prolongada a las partículas (Moreno et al., 2007). Finalmente, en EE. UU., la EPA estableció en 1997 un valor estándar anual de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y diario de $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para $PM_{2,5}$. En 2006, se revisaron los valores de este contaminante, manteniendo el valor anual y reduciendo el límite diario hasta $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (US EPA, 2006). Hasta 1999 no se estableció un sistema de monitorización de $PM_{2,5}$ en EE. UU. (US EPA, 2009).

Tabla 1. Valores de PM_{10} y $PM_{2,5}$ establecidos para la protección de la salud en Europa.

Parámetro de referencia	$PM_{10} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$		$PM_{2,5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$	
	Normativa europea ¹ Normativa española ²	OMS ³	Normativa europea ¹ Normativa española ²	OMS ³
Valor objetivo anual			25 (2010)	
Valor límite anual	40	20	Fase I: 25 (2015) Fase II 20 (2020)	10
Valor límite diario	50 (35 superaciones como máximo)	50		25
Obligación en concentración de la exposición ⁴			20 (2015)	
Obligación en reducción de la exposición de 2011 a 2020 ⁵			Máximo del 20%	

1. Normativa europea: Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa.
2. Normativa española: Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire.
3. Valor guía de calidad del aire de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1999; WHO, 2005). WHO (1999). Air Quality Guidelines for Europe. 2nd Edition. WHO Regional Office for Europe. Copenhagen. WHO (2005). Air quality guidelines for particulate matter; ozone; nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005.
4. Valor de la media trienal (2013-2015) de $PM_{2,5}$ en estaciones de fondo urbano.
5. Reducción de la media trienal de $PM_{2,5}$ en estaciones de fondo urbano desde 2009-2011 a 2018-2020.

4.5 Evidencias científicas sobre los efectos de las partículas en suspensión en la salud humana

Los estudios toxicológicos y epidemiológicos han permitido estudiar los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud y avanzar en el conocimiento de las relaciones de causalidad en la asociación encontrada entre la contaminación del aire y sus efectos en la salud. Ambos tipos de estudios se consideran complementarios cuando se trata de valorar los efectos de la contaminación atmosférica en la salud.

En los estudios toxicológicos se controla la concentración, la duración y las condiciones de la exposición. Su principal ventaja radica precisamente en el control de las condiciones de exposición, por lo que la medida de ésta suele ser más precisa que en el caso de los estudios epidemiológicos. En cambio, los estudios epidemiológicos se dirigen a establecer cuál es la asociación existente entre las concentraciones de los contaminantes del aire y la morbi-mortalidad en la población. Su principal ventaja radica en que se basan en la observación de los sucesos que se desarrollan en las poblaciones humanas bajo condiciones reales.

Los análisis epidemiológicos proporcionan medidas de asociación o de efecto, que son indicadores que evalúan la relación entre un determinado factor de riesgo y un evento o efecto en salud (Moreno-Altamirano et al., 2000). La mayor parte de los estudios epidemiológicos que estudian los efectos de la exposición a los contaminantes del aire pueden ser categorizados en dos grandes grupos, los estudios que analizan los efectos a corto plazo y los que analizan los efectos a largo plazo (Anderson, 2009; Kunzli et al., 2001):

- Efectos a corto plazo: son principalmente estudios de *series temporales*, dirigidos a investigar los efectos agudos en la salud tras exposiciones breves a la contaminación atmosférica. Comparan las variaciones temporales (normalmente diarias) de los niveles de exposición a los contaminantes con los cambios en la frecuencia del indicador de salud (número de defunciones, ingresos hospitalarios, etc.) en la población de un área geográfica determinada.

El análisis de series temporales se realiza mediante diversos modelos de regresión: desde lineal (Hatzakis et al., 1986) a log-lineal (Kelsall et al., 1999), Poisson (Schwartz et al., 1996) o Poisson autorregresivos (Katsouyanni et al., 1997b; Katsouyanni et al., 1997a), y logística condicional en los diseños de casos–cruzados (case-crossover) (Diaz et al., 2012; Maclure, 1991; Maclure and Mittleman, 2000; Tobias et al., 2011b). La utilidad de la regresión de Poisson es que proporciona una estimación directa del Riesgo Relativo (RR), $RR_i = \exp(\beta_i)$, donde β_i es el coeficiente de regresión asociado con un incremento unitario en el factor de riesgo recogido por la variable x_i (Zou, 2004). Por otra parte, más

recientemente se han utilizado los Modelos Aditivos Generalizados (GAM) (Segala et al., 2008; Zhang et al., 2011).

- Efectos a largo plazo: son principalmente estudios de *cohortes*. Proporcionan estimaciones relativas a los efectos crónicos o a largo plazo tras exposiciones prolongadas. Estos estudios son largos y costosos, dado que requieren un periodo de seguimiento de los participantes en los que se evalúa periódicamente su estado de salud. Este tipo de estudios intenta averiguar la influencia de la exposición crónica a la contaminación atmosférica en el desarrollo de procesos patológicos a largo plazo, que pueden conducir finalmente a un evento mórbido o incluso a la muerte.

En los estudios de cohortes, la principal estrategia en contaminación atmosférica para el análisis de supervivencia ha sido la regresión de Cox (Abbey et al., 1999; Dockery et al., 1993; Hoek et al., 2002; Pope et al., 2002). Otros estudios han realizado análisis basados en tiempo-persona mediante regresión de Poisson (Feo et al., 2007; Lee et al., 2012). El análisis de supervivencia permite el estudio de eventos frecuentes en poblaciones más pequeñas, a diferencia del enfoque tiempo-persona en el cual el evento es generalmente poco frecuente y se realiza en poblaciones grandes (Lazcano-Ponce et al., 2000).

Efectos agudos o a corto plazo de las partículas en suspensión en la salud

Numerosos estudios han investigado los efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica sobre la salud en diferentes grupos de edad, generalmente en niños y en adultos. Lo que se denomina en la literatura científica “efectos a corto plazo” hace referencia a las manifestaciones clínicas, funcionales o biológicas que aparecerían tras un corto plazo (el producido el mismo día o los días posteriores al aumento de la contaminación) después de la exposición a las PM (Kunzli et al., 2001). Los estudios de series temporales utilizan recuentos de casos y la variabilidad temporal de los niveles de PM para estimar el riesgo asociado a la exposición de interés.

Los resultados de estos estudios han puesto en evidencia el aumento de la morbi-mortalidad de la población general durante los días en los que la contaminación es más elevada en comparación con los días en los que la contaminación es menor (US EPA, 2009). El aumento de riesgo se produce, sobre todo, a costa de las personas cuyo estado de salud ya se encuentra comprometido (Rabl, 2005), como en aquellos que tienen cáncer, enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Goldberg et al., 2000; Goldberg et al., 2001a; Goldberg et al., 2001b; Goldberg et al., 2003; Goldberg et al., 2006) o diabetes (Dales et al., 2012; Goldberg et al., 2006).

Múltiples estudios toxicológicos y epidemiológicos han evaluado la relación entre la exposición a corto plazo a PM y una gran variedad de efectos en la salud con distinto grado de severidad, desde cambios funcionales subclínicos a diversos síntomas, visitas a los servicios de urgencias sanitarias, hospitalizaciones por diversas patologías y muertes (Kunzli and Tager, 2005). Los daños en el sistema cardiovascular y respiratorio son los más frecuentemente investigados.

En EE. UU., el proyecto SOPHIA⁸ (Metzger et al., 2004; Peel et al., 2005; Tolbert et al., 2007) estudió las visitas a los servicios de urgencias sanitarias por causas cardiovasculares y respiratorias y el estudio MAPS⁹ (Bell et al., 2008; Dominici et al., 2006; Peng et al., 2008) se centró en hospitalizaciones por todo tipo de eventos en salud asociadas a PM, incluyendo la fracción fina. En el estudio MAPS, los mayores de 65 años experimentaron un mayor riesgo de hospitalización por cardiopatía isquémica, arritmias, paros cardíacos y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) asociado a los días en los que los niveles de PM_{2,5} eran más altos (Dominici et al., 2006). En estos análisis (Dominici et al., 2006) como en estudios posteriores (Franklin et al., 2007; Franklin et al., 2008; Zanobetti and Schwartz, 2009), se observó un marcado patrón estacional y regional, observándose los mayores efectos (>2%) durante la primavera y en el Este de EE. UU.

Por otra parte, en Europa, el PSAS¹⁰ (Host et al., 2008; Larrieu et al., 2007) y Air & Santé en Francia (Eilstein et al., 2004; Filleul et al., 2001; Le Tertre et al., 2002b), MISA¹¹ en Italia (Biggeri et al., 2004; Biggeri et al., 2005), o EMECAS¹² (Ballester et al., 2005; Ballester et al., 2006) y EMECAM¹³ (Ballester et al., 1999b; Ballester et al., 1999a) en España, también han sido proyectos con grandes muestras de población y diversidad geográfica para estudiar los efectos en morbi-mortalidad relacionados con la exposición a corto plazo a las PM. El proyecto español EMECAS obtuvo, para un incremento de 10 µg/m³ en las PM₁₀, un RR de 1,016 (IC 95%: 1,008-1,023) en el número de ingresos por causas cardíacas y de 1,009 (IC 95%: 1,004-1,015) por causas cardiovasculares (Ballester et al., 2006). Otros estudios han sido realizados en ciudades españolas (Guaita et al., 2011; Linares and Diaz, 2010b; Lopez-Villarrubia et al., 2010; Ostro et al., 2011), algunos de los cuales han obtenido un mayor riesgo de morir entre los ancianos (Jimenez et al., 2009; Jimenez et al., 2011; Linares and Diaz, 2010a). Otro grupo especialmente vulnerable a los contaminantes del aire son los niños, siendo la proporción atribuible para el caso de ingresos hospitalarios por todas las causas y por cada incremento de 10 µg/m³ de PM_{2,5} de un 2,7% en menores de 10 años y del 2,8% en menores de un año (Linares and Diaz, 2009).

⁸ SOPHIA: Study of Particulates and Health in Atlanta.

⁹ MAPS: Medicare Air Pollution Study.

¹⁰ PSAS: Programme de Surveillance Air et Santé.

¹¹ MISA: Metanálisis de estudios italianos sobre efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica.

¹² EMECAS: Estudio Multicéntrico sobre los Efectos de la Contaminación Atmosférica en la Salud.

¹³ EMECAM: Estudio Multicéntrico Español sobre la relación entre Contaminación Atmosférica y Mortalidad.

Finalmente, el proyecto europeo APHEA¹⁴ (Katsouyanni et al., 1997b; Katsouyanni et al., 1997a; Katsouyanni et al., 2001; Samoli et al., 2001) y el estudio norteamericano NMMAPS¹⁵ (Samet et al., 2000a; Samet et al., 2000b) se encuentran entre los estudios multicéntricos internacionales de series temporales que han evaluado la situación en amplias regiones del mundo y que más han aportado al conocimiento del impacto agudo de la contaminación del aire en la mortalidad por todas las causas y por causas específicas, fundamentalmente cardiorrespiratorias. Más recientemente, el proyecto APHENA¹⁶ ha estimado los efectos de la mortalidad a corto plazo analizando de manera conjunta los datos de Europa (proyecto APHEA), EE. UU. (proyecto NMMAPS) y Canadá (Katsouyanni et al., 2009; Samoli et al., 2008). Estos estudios han relacionado las fluctuaciones en la contaminación diaria con incrementos en la mortalidad pequeños, pero significativos. La magnitud de dicha relación resultó ser mayor para causas cardiovasculares y respiratorias. Los resultados mostraron que el incremento de riesgo de morir es similar en Europa y en EE. UU., mientras que en Canadá son más elevados los efectos agudos, probablemente debido a factores modificadores del efecto de la relación entre PM₁₀ y la mortalidad a corto plazo, como la presencia de otros contaminantes y el clima (temperatura y humedad).

Todos estos programas de investigación han reunido suficiente información para examinar los efectos a corto plazo de diferentes tamaños, fuentes y componentes de PM, las consecuencias de este contaminante sobre distintos grupos vulnerables, así como la heterogeneidad regional y las variaciones estacionales. La evidencia epidemiológica muestra que existe una asociación consistente y positiva entre la exposición a corto plazo de PM_{2,5} y la mortalidad por todas las causas y por causas específicas (cardiovascular y respiratoria), siendo los efectos generalmente más altos que los encontrados con la exposición a PM₁₀ (Dominici et al., 2007; Franklin et al., 2007; Zanobetti and Schwartz, 2009). De acuerdo con la última revisión de la US EPA (US EPA, 2009), un incremento de 10 µg/m³ de PM_{2,5} aumenta el riesgo de morir por todas las causas entre un 0,29 y 1,21%, por efectos cardiovasculares entre un 0,47 y 0,85%, y por efectos respiratorios entre un 1,67 y 2,20%. Las estimaciones de riesgo para la mortalidad relacionada con el sistema respiratorio parecen ser consistentemente mayores utilizando los mismos periodos de retardo (US EPA, 2009). Se puede concluir que existe una evidencia epidemiológica creciente que apoya la existencia de un efecto de la exposición aguda a PM sobre la mortalidad a corto plazo.

Otros estudios epidemiológicos han considerado también patologías más específicas, como la EPOC, el asma, las infecciones respiratorias, la insuficiencia cardíaca, la cardiopatía isquémica, el infarto de miocardio o las enfermedades cerebrovasculares. Globalmente, se han encontrado asociaciones positivas entre la exposición a corto plazo a PM_{2,5} y las visitas a los

¹⁴ APHEA: Air Pollution and Health European Approach. APHEA1= 15 ciudades europeas; APHEA2=28 ciudades europeas.

¹⁵ NMMAPS: National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study.

¹⁶ APHENA: Air Pollution and Health: A Combined European and North American Approach.

servicios de urgencias sanitarias y hospitalizaciones por EPOC, asma y aumento en la susceptibilidad de infecciones respiratorias (US EPA, 2009). Finalmente, también han sido descritas otras consecuencias relacionadas con la exposición a PM, como por ejemplo los días de actividad reducida (absentismo laboral o escolar) (Ostro and Rothschild, 1989; Park et al., 2002; Ransom and Pope, III, 1992; Romieu et al., 1992) y la ingesta de medicamentos (Menichini and Mudu, 2010).

Efectos crónicos o a largo plazo de las partículas en suspensión en la salud

A diferencia de los trabajos que investigan los efectos agudos, los estudios que analizan los efectos a largo plazo ocasionados por la exposición crónica a PM son escasos, dado que requieren el seguimiento de poblaciones durante un largo plazo. Los estudios epidemiológicos de cohortes analizan la asociación entre la exposición a las PM y la aparición del evento que interesa, bien el diagnóstico de una enfermedad o la muerte. Estos estudios comparan la incidencia en la mortalidad a lo largo del tiempo en poblaciones con distinto nivel de exposición (variabilidad espacial en los niveles de PM), controlando por variables confusoras individuales, como el tabaquismo o el nivel socioeconómico (Kunzli et al., 2001).

La exposición a largo plazo a las PM ha sido asociada con efectos en salud similares a los encontrados en los estudios de corto plazo, concretamente con la morbi-mortalidad relacionada con patologías de los sistemas respiratorio y cardiovascular. Recientemente se han publicado varias revisiones de los estudios que han analizado la relación entre la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica y los efectos en la salud (Brunekreef, 2007; Chen et al., 2008; Pelucchi et al., 2009; US EPA, 2009). Chen y colaboradores (Chen et al., 2008) realizaron una revisión sistemática de los estudios publicados con este enfoque entre 1950 y 2007. Después de evaluar la heterogeneidad, estimaron efectos conjuntos para contaminantes específicos y realizaron un análisis de sensibilidad. En relación con las PM, concluyeron que por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de incremento de la exposición media a largo plazo a las $\text{PM}_{2.5}$ se aumenta el riesgo de morir por causas no accidentales en un 6% (RR 1,06; IC 95%: 1,03-1,10), con independencia de la edad, el género y la región geográfica. La misma exposición se asoció a un incremento en el riesgo de morir por cáncer de pulmón en un 21% (RR 1,21; IC 95%: 1,10-1,32) y por causas cardiovasculares en un 14% (RR 1,14; IC 95%: 1,09-1,18). Además, los mismos autores concluyeron que vivir cerca de zonas con intenso tráfico parece estar asociado con elevados riesgos de los tres efectos comentados.

En EE. UU. se han desarrollado grandes estudios de cohortes prospectivas, en poblaciones sanas en las que se recogía información sobre exposiciones ocupacionales, factores demográficos, características socioeconómicas y estilos de vida. Algunas de estas cohortes no se iniciaron con el objetivo principal de estimar los efectos de la contaminación atmosférica, pero se han aprovechado para investigar dichos efectos. Como la mayor parte de estos

estudios comenzaron antes de contar con el sistema de monitorización de $PM_{2.5}$ (1999), los análisis iniciales se centraron o bien en otros tamaños de material particulado (PST, PM_{10} , $PM_{2.5-10}$) o bien se estimaron las medidas de $PM_{2.5}$ a partir de otras fracciones de PM. En general, la exposición suele basarse en los datos procedentes de las redes de monitorización de calidad del aire, como la Red de la EPA (*EPA's Inhalation Particle Network*). Estas redes son un método directo de medida de la exposición a determinados contaminantes y de variables meteorológicas, que abarcan un área específica en la cual se instalan diversas estaciones de monitoreo fijas y requieren la aplicación de un proceso de validación de las mediciones obtenidas.

De los estudios desarrollados en EE. UU., destacan la cohorte de los Adventistas¹⁷ (AHSMOG) (Abbey et al., 1995; Abbey et al., 1999; Chen et al., 2005; McDonnell et al., 2000), la de las “Seis Ciudades” de la Universidad de Harvard¹⁸ (HSC) (Dockery et al., 1993; Laden et al., 2006; Lepeule et al., 2012) y la de la Sociedad Americana contra el Cáncer¹⁹ (ACS) (Jerrett et al., 2005; Pope, III et al., 1995; Pope, III et al., 2004; Pope et al., 2011; Pope et al., 2002; Turner et al., 2011). La última señalada, la cohorte ACS, aunque se creó en 1982 para investigar la influencia de determinados estilos de vida en el riesgo de desarrollar cáncer, se considera el estudio más importante en la cuantificación de los efectos de las $PM_{2.5}$ a largo plazo. Los resultados de esta cohorte siguen siendo utilizados por muchas agencias que estiman la carga de la mortalidad atribuible a la contaminación atmosférica y para análisis de coste-beneficio de distintas opciones políticas (Anderson, 2009). El Instituto de Efectos en la Salud de EE.UU. (*Health Effects Institute*, HEI) (Krewski et al., 2003) (Krewski et al., 2009) reanalizó los datos de la cohorte HSC (Dockery et al., 1993) y de la ACS (Pope, III et al., 1995), obteniendo resultados similares a los originales, con lo que se confirmaron las conclusiones de los estudios previos.

La cohorte ACS siguió unos 300.000 participantes mayores de 30 años y residentes en 50 ciudades de los EE. UU. durante el periodo 1982-2000. En el primer análisis (1982-1989), se encontró un 17% de incremento en la mortalidad de la ciudad más contaminada en relación con la menos contaminada (Pope, III et al., 1995). Tras ampliar el periodo de seguimiento (1982-1998), se concluyó que las $PM_{2.5}$ estaban asociadas, por cada aumento de $10 \mu g/m^3$ en la concentración del aire, con una media de un 6%, 9% y 14% de incremento del riesgo en la mortalidad por todas las causas, por enfermedades cardiopulmonares y por cáncer de pulmón, respectivamente (Pope et al., 2002). Investigaciones posteriores se centraron en patologías cardiovasculares específicas, en concreto con cardiopatía isquémica y otros efectos cardíacos como arritmias y paros cardíacos (Pope, III et al., 2004). Posteriormente, el desarrollo de técnicas de modelado espacial de la exposición propició la estimación de riesgos en áreas pequeñas de la ciudad de Los Ángeles (California). En este caso, los riesgos resultaron ser sustancialmente más altos que en los análisis previos, lo que se interpretó como una

¹⁷ AHSMOG: Adventist Health Study of Smog.

¹⁸ HSC: Harvard Six Cities.

¹⁹ ACS: American Cancer Society.

consecuencia de la mayor precisión en la medida de $PM_{2.5}$ (Jerrett et al. 2005). Más recientemente, se ha investigado en fumadores la forma de la FCR asociada con $PM_{2.5}$, concluyendo que es cualitativamente diferente para el riesgo de morir por cáncer de pulmón en comparación al de las enfermedades cardiovasculares (Pope et al., 2011).

Entre las cohortes señaladas, la cohorte HSC se considera la primera centrada específicamente en contaminación atmosférica. Se inició en 1974 con más de 8.000 participantes de seis ciudades de EE. UU. Tras 14-16 años de seguimiento (1974- 1991), se encontró que el riesgo de morir en las ciudades más contaminadas fue un 26% (IC95%, 8-47%) más alto comparado con las menos contaminadas (Dockery et al., 1993). Los análisis posteriores, comparados con los previos de Dockery, son muy interesantes, dado que se ha observado una reducción del riesgo de morir a largo plazo asociada al descenso de concentración de $PM_{2.5}$ (Laden et al., 2006). Investigaciones recientes siguen encontrando asociaciones estadísticamente positivas para la mortalidad, incluso aunque la concentración de $PM_{2.5}$ se sitúa por debajo de $8 \mu g/m^3$ (Lepeule et al., 2012). No obstante, los resultados de esta cohorte han sido cuestionados por diversos autores debido a la baja potencia estadística, dado que cuenta con un número relativamente bajo de participantes para estimar los riesgos de mortalidad (Anderson, 2009). Además, en relación con la medida de la exposición, las concentraciones de $PM_{2.5}$ anteriores al año 1999 se estimaron a partir de PM_{10} y de determinada información de visibilidad, lo que introduce bastante incertidumbre en la interpretación de los resultados (US EPA, 2009).

Por otra parte, la cohorte AHSMOG comenzó en 1977 con el seguimiento de más de 6.000 Adventistas del Séptimo Día de California (EE. UU.), una población no fumadora de acuerdo con su religión y que experimentaba un amplio grado de variación en la exposición a varios contaminantes atmosféricos. Los análisis fueron cambiando de indicador de exposición: PST (Abbey et al., 1995), PM_{10} (Abbey et al., 1999) y $PM_{2.5}$ (McDonnell et al., 2000). Finalmente, tras 22 años de seguimiento (1977-1998), Chen y colaboradores se centran en el estudio de la relación entre diversos tamaños de PM y las enfermedades coronarias, concluyendo que existe un claro riesgo sólo para el sexo femenino, siendo mayor para $PM_{2.5}$ y para mujeres postmenopáusicas (Chen et al., 2005).

Otros estudios de cohortes seguidas en EE. UU. se han centrado específicamente en ancianos (Prevención del Cáncer en California-CA CPS I²⁰ (Enstrom, 2005) y Medicare-MCAPS²¹ (Zeger et al., 2008)), en mujeres postmenopáusicas (Iniciativa por la Salud de la Mujer-WHI²² (Miller et al., 2007)) o en determinados grupos profesionales, como el estudio de Salud de las Enfermeras-WHI²³ (Puett et al., 2008; Puett et al., 2009) o la Cohorte de los Veteranos²⁴ (Lipfert

²⁰ CA CPS I: California Cancer Prevention Study.

²¹ MCPAS: Medicare Cohort Air Pollution Study.

²² WHI: Women's Health Initiative.

²³ Nurses' Health Study Cohort.

²⁴ Veterans Cohort.

et al., 2000; Lipfert et al., 2006), obteniendo resultados en línea a las anteriores cohortes comentadas. Finalmente, en Canadá, también se han encontrado asociaciones estadísticamente significativas con la mortalidad cardiovascular en población no inmigrante, a niveles relativamente bajos de $PM_{2.5}$ (media de $8,7 \mu g/m^3$) (Crouse et al., 2012).

En Europa se han desarrollado menos estudios de cohortes que en EE. UU. En la mayor parte de las urbes europeas, los sistemas de monitorización de $PM_{2.5}$ comenzaron más tarde que en EE. UU., alrededor del año 2003, coincidiendo con la revisión señalada en la Directiva de 1999 (EU Directive, 1999). A diferencia de las cohortes americanas, se suelen comparar áreas de diferente nivel de concentración de contaminantes dentro de la misma ciudad, considerando no sólo el nivel de distintos contaminantes, sino también el efecto del tráfico. La exposición suele ser estimada en la dirección del domicilio de los participantes mediante modelos de dispersión de calidad del aire (método indirecto de medida de la exposición) y variables tales como vivir cerca de carreteras con tráfico intenso. Los modelos de calidad del aire, basados en información de las fuentes de emisión y en datos meteorológicos, topográficos y de usos del suelo, simulan los procesos físicos y químicos que afectan a los contaminantes en su dispersión y transformación en la atmósfera, generando como resultado la concentración ambiental del contaminante simulado en el área de estudio. El uso y aplicación de estos modelos es una tarea compleja, ya que demanda la integración sistemática de una gran cantidad de información que requiere un alto coste computacional.

Hasta el momento, la cohorte más destacada en Europa es la Cohorte de Holanda sobre Dieta y Cáncer²⁵ (NLCS) (Beelen et al., 2008b; Beelen et al., 2008a; Brunekreef et al., 2009; Hoek et al., 2001; Hoek et al., 2002). En este estudio, se siguieron a 4.492 participantes, con edades entre 55 y 69 años, durante 8 años (1986-1994). Dado que Holanda presenta una exposición bastante homogénea a las $PM_{2.5}$, la variabilidad espacial en la exposición recayó principalmente en la utilización de distintas variables de tráfico, como la intensidad del tráfico en la carretera más cercana al domicilio de los participantes. El estudio de Hoek (Hoek et al., 2002) encontró que la mortalidad cardiopulmonar se asociaba con el hecho de vivir cerca de una carretera importante (RR 1,95; IC 95%: 1,09-3,51), pero esta relación resultó no significativa en estudios posteriores (Beelen et al., 2008b; Brunekreef et al., 2009). En esta cohorte las concentraciones de $PM_{2.5}$ se estimaron a partir de PM_{10} , dado que no se monitorizaban las partículas finas en Holanda durante el periodo de estudio considerado en el análisis.

Por otra parte, la cohorte retrospectiva de Oslo (Noruega) (Naess et al., 2007b; Naess et al., 2007a) se basó en modelos de dispersión de NO_2 , PM_{10} y $PM_{2.5}$ para estimar la exposición de los participantes y en el registro de población de la ciudad de Oslo para seleccionar las personas que contaban entre 51 y 90 años en 1992. Las muertes se contabilizaron entre 1992

²⁵ NLCS: Netherlands Cohort Study on Diet and Cancer.

y 1998, obteniéndose estimaciones de efecto positivas para enfermedades cardiovasculares y $PM_{2.5}$, siendo similares en hombres y mujeres. Recientemente, el VII Programa Marco de Investigación y Desarrollo de la UE ha permitido la puesta en marcha del proyecto ESCAPE²⁶, una colaboración de más de 30 estudios de cohorte europeos, que incluye el seguimiento de unas 900.000 personas. Su objetivo es la cuantificación de efectos específicos en la salud de la contaminación atmosférica, pero todavía no ha proporcionado resultados.

Finalmente, otros estudios de cohortes conducidos en Europa y en otras partes del mundo se han centrado en otros tamaños de partículas distintos a $PM_{2.5}$. En Europa, el estudio sobre contaminación atmosférica y afecciones respiratorias crónicas realizado en Francia (PAARC²⁷) (Filleul et al., 2005; Vandentorren et al., 2003) reclutó más de 14.000 adultos (25-59 años) de 7 ciudades galas, que fueron seguidas durante 25 años (1974-2000). Se encontró una asociación estadísticamente significativa entre los niveles de PST y HN de los años 70 y la mortalidad total. Asimismo, la cohorte de mujeres de Renania del Norte-Westfalia (Alemania) (Gehring et al., 2006) siguió a unas 4.800 mujeres (50-59 años) en los años 80 y 90, valorando si la contaminación originada por el tráfico y las industrias estaba asociada a la mortalidad. Se encontró una asociación positiva con la mortalidad cardiopulmonar y PM_{10} . Fuera de Europa, en Nueva Zelanda (Hales et al., 2012), también se han encontrado asociaciones entre la concentración de PM_{10} y la mortalidad por todas las causas y por causas específicas.

La Tabla 2 presenta algunas de las características y resultados de los estudios de cohortes que han estudiado la mortalidad en relación con la exposición a $PM_{2.5}$.

²⁶ ESCAPE: European Study of Cohorts for Air Pollution Effects. <http://www.escapeproject.eu/>

²⁷ PAARC: Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoires Chroniques.

Tabla 2. Principales estudios de cohortes que estudian la relación entre la mortalidad y la exposición a las PM_{2,5}

Área	Referencia	Participantes	Edad (años)	Seguimiento (Años)	Incremento en PM _{2,5}	Mortalidad (RR, IC 95%)					
						Todas las causas	Cardiovascular	Cardiopulmonar	Cáncer de pulmón	EPOC	Otras causas
EE UU	Estudio ASHMOG (Adventist Health Study of Smog)										
	McDonnell et al. 2000	3.769 Adventistas	27-95	1977-1992	10 µg/m³	♂ 1,09 (0,98-1,21) ♀ NS/NR			♂ 1,39 (0,79-2,46) ♀ NS/NR		Enfermedad respiratoria no maligna ♂ 1,23 (0,97-1,55) ♀ NS/NR
	Chen et al., 2005	3.239 Adventistas	27-95	1977-2000	10 µg/m³		Enfermedad coronaria ♂ 0,90 (0,76-1,05) ♀ 1,42 (1,06-1,90)				
	Estudio de las Seis Ciudades de la Universidad de Harvard										
	Dockery et al., 1993	8.096	25-74	1974-1991	Ciudad más contaminada vs. menos contaminada 18,6 µg/m³	♂&♀ 1,26 (1,08-1,47)		♂&♀ 1,37 (1,11-1,68)	♂&♀ 1,37 (0,81-2,31)		♂&♀ 1,01 (0,79-1,30)
	Krewski et al., 2000	8.096	25-74	1974-1991	Ciudad más contaminada vs. menos contaminada 18,6 µg/m³	♂&♀ 1,28 (1,10-1,48)		♂&♀ 1,38 (1,12-1,69)	♂&♀ 1,43 (0,85-2,41)		
	Laden et al., 2006	8.096	25-74	1974-1998	10 µg/m³	♂&♀ 1,16 (1,07-1,26)	♂&♀ 1,28 (1,13-1,44)		♂&♀ 1,27 (0,96-1,69)		Enfermedad respiratoria
	Lepeule et al., 2012	8.096	25-74	1974-2009	10 µg/m³	♂&♀ 1,14 (1,07-1,22)	♂&♀ 1,26 (1,14-1,40)		♂&♀ 1,37 (1,07-1,75)	♂&♀ 1,17 (0,85-1,62)	♂&♀ 1,08 (0,79-1,49)
	Estudio ACS (Sociedad Americana contra el Cáncer)										
	Pope et al., 1995	295.223	> 30	1982-89	24,5 µg/m³	♂&♀ 1,17 (1,09-1,26)		♂&♀ 1,31 (1,17-1,46)	♂&♀ 1,03 (0,80-1,33)		♂&♀ 1,07 (0,92-1,24)
	Pope et al., 2002	319.000	> 30	1979-83 y 1999-00	10 µg/m³	♂&♀ 1,06 (1,02-1,11)		♂&♀ 1,09 (1,03-1,16)	♂&♀ 1,14 (1,04-1,23)		
	Pope et al., 2004	319.000	> 30	1979-83 y 1999-00	10 µg/m³		Cardiovasculares + diabetes ♂&♀ 1,12 (1,08-1,15) Cardiopatía isquémica ♂&♀ 1,18 (1,14-1,23) Cerebrovascular ♂&♀ 1,02 (0,95-1,10)			♂&♀ 0,84 (0,77-0,93)	Enfermedad respiratoria ♂&♀ 0,92 (0,86-0,98)
	Pope et al., 2011	794.784	Fumadores desde antes de los 25 años	1982-1988	PM2,5 18 mg + ≤3 cigarros/día		Cardiovasculares ♂&♀ 1,58 (1,32-1,89) Cardiopatía isquémica ♂&♀ 1,61 (1,27-2,03)	♂&♀ 1,72 (1,46-2,03)	♂&♀ 10,44 (7,30-14,94)		
	Jerret et al., 2005	22.905	> 30	1982-2000	10 µg/m³	♂&♀ 1,17 (1,05-1,30)	Cardiopatía isquémica ♂&♀ 1,39 (1,12-1,73)	♂&♀ 1,12 (0,97-1,30)	♂&♀ 1,44 (0,98-2,11)		Cáncer digestivo ♂&♀ 1,18 (0,79-1,75)
	Turner et al., 2011	188.699	No fumadores >30	Media de los dos periodos 1979-83 y 1999-00	10 µg/m³				♂&♀ 1,19 (0,97-1,47)		
	Krewski et al., 2005	295.223	> 30 años	1982-89	Ciudad más contaminada vs. menos contaminada 24,5 µg/m³	♂&♀ 1,18 (1,10-1,27)	♂&♀ 1,36 (1,22-1,52)	♂&♀ 1,30 (1,18-1,45)	♂&♀ 1,02 (0,80-1,29)		Enfermedad respiratoria ♂&♀ 1,00 (0,76-1,33)
	Estudio CA CPS I (Prevención del Cáncer en California)										
	Enstrom et al., 2005	49.975	>65 años	1973-2002	10 µg/m³	1973-1982 ♂&♀ 1,04 (1,01-1,07) 1983-2002 ♂&♀ 1,00 (0,98-1,02) 1973-2002 ♂&♀ 1,01 (0,99-1,03)					
	Estudio US EPRI (Military Veterans)										
	Lipfert et al., 2006	70.000	Media 51 años	1997-2001	10 µg/m³	♂ 1,00 (0,86-1,16)					
	Estudio Iniciativa por la Salud de la Mujer										
	Miller et al., 2007	65.893	♀ postmenopáusicas sin historia de enfermedad cardiovascular previa	1994-1998	10 µg/m³		Cardiovascular ♀ 1,76 (1,25-2,47) Coronaria definitiva ♀ 2,21 (1,17-4,16) Cerebrovascular ♀ 1,83 (1,11-3,00)				
Estudio de cohorte de las enfermeras											
Puett et al., 2009	66.250 enfermeras	Media 62 años	1992–2002	10 µg/m³	12 meses antes de la muerte ♀ 1,26 (1,02-1,54)	12 meses antes de la muerte ♀ 2,02 (1,07-3,78)					
Canadá	Estudio de Cohorte de Canadá										
	Crouse et al., 2012	2.145.400 adultos fallecidos	>25	1991-2001	10 µg/m³	♂&♀ 1,15 (1,13-1,16)	Cardiovascular ♂&♀ 1,16 (1,13-1,19) Circulatorias ♂&♀ 1,16 (1,13-1,18) Cardiopatía isquémica ♂&♀ 1,31 (1,27-1,35) Cerebrovascular ♂&♀ 1,04 (0,99-1,10)				
Europa	Estudio NLCS (Dieta y Cáncer en Holanda)										
	Beelen et al., 2008	4.492	55-69	1987-1996	10 µg/m³	♂&♀ 1,06 (0,97-1,16)	♂&♀ 1,04 (0,90-1,21)		♂&♀ 1,06 (0,82-1,38)		Enfermedad respiratoria ♂&♀ 1,07 (0,75-1,52)
	Bruneekreef et al., 2009	120.000	55-69	1987-1996	10 µg/m³	♂&♀ 1,06 (0,97-1,16)					
	Cohorte de Oslo (Noruega)										
Naess et al., 2007	143.842	51-90	1992-1998	Incremento de cuartil (≈4 µg/m3)		51-70 años ♂ 1,10 (1,05-1,16) ♀ 1,14 (1,06-1,21) 71-90 años ♂ 1,05 (1,01-1,08) ♀ 1,03 (1,00-1,05)		51-70 años ♂ 1,07 (0,97-1,18) ♀ 1,27 (1,13-1,43) 71-90 años ♂ 1,07 (0,97-1,18) ♀ 1,16 (1,02-1,32)	51-70 años ♂ 1,27 (1,11-1,47) ♀ 1,09 (0,94-1,25) 71-90 años ♂ 1,10 (1,00-1,21) ♀ 1,05 (0,96-1,16)		

NS/NR: RR no significativo y sin incluir el valor en el artículo.

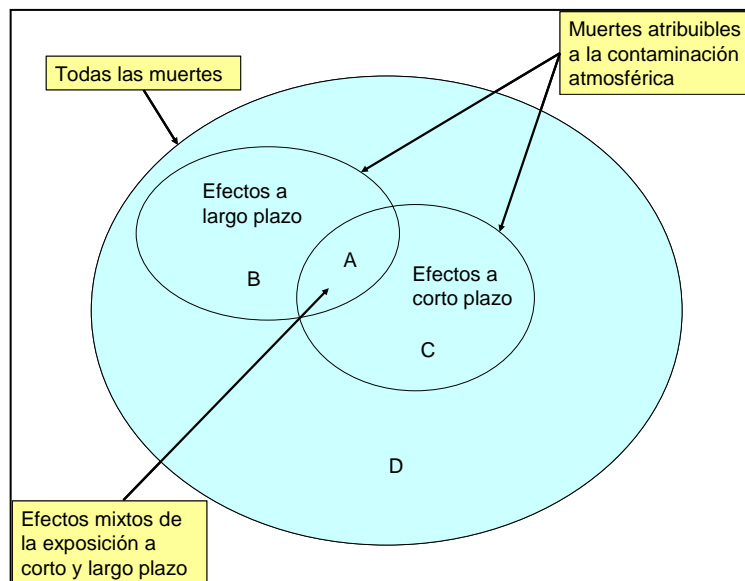
En resumen, cabe destacar que actualmente hay un amplio consenso en la opinión de los expertos sobre la existencia de una relación causal entre la exposición a las concentraciones de $PM_{2.5}$ y la mortalidad prematura (Fann et al., 2012b). La EPA (US EPA, 2009) ha revisado recientemente la evidencia clínica, toxicológica y epidemiológica en relación con la exposición a corto y largo plazo a las $PM_{2.5}$ y el riesgo de mortalidad prematura, concluyendo que la evidencia es suficiente para concluir que existe una relación causal.

En cuanto a la morbi-mortalidad cardiovascular, la EPA ha señalado asimismo la existencia de causalidad, lo que concuerda con el juicio emitido en la síntesis científica de la Asociación Americana del Corazón (Brook et al., 2010). Asimismo, la evidencia señala como probablemente causal los efectos de $PM_{2.5}$ sobre el sistema respiratorio tanto a corto como a largo plazo (US EPA, 2009). Finalmente, la EPA ha concluido que es sugestiva la existencia de una relación causal entre la exposición a largo plazo a $PM_{2.5}$ y los efectos reproductivos y en el desarrollo, cáncer, mutagenicidad y genotoxicidad. En relación con el cáncer de pulmón, se constata que muchos estudios epidemiológicos han mostrado una asociación positiva consistente entre $PM_{2.5}$ y la mortalidad, pero no en la incidencia de dicho tumor (US EPA, 2009).

Efectos de la exposición a corto plazo versus a largo plazo

Los estudios de series temporales proporcionan información sobre el efecto a corto plazo de los contaminantes del aire sobre los indicadores de salud estudiados, pero no permiten valorar la carga de enfermedad que es atribuible a tales contaminantes durante largos periodos de tiempo. Las estimaciones de efectos e impactos en salud derivadas de estos estudios deben ser interpretados de forma diferente de aquellos que provienen de estudios de cohortes, en los que la exposición es a largo plazo. Estos dos tipos de estudios muestran resultados diferentes y complementarios, que son útiles para conocer el conjunto de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud (Kunzli et al., 2001; Kunzli, 2005). La Figura 2 ilustra de qué manera la contaminación atmosférica puede estar relacionada con la mortalidad.

Figura 2. Distribución de la mortalidad relacionada con la exposición aguda y crónica a la contaminación atmosférica.



Adaptado de Künzli et al., 2001 y Künzli, 2005.

- A) La contaminación atmosférica incrementa tanto el riesgo de padecer enfermedades subyacentes que van debilitando la salud a largo plazo, como el riesgo de morir entre los vulnerables como consecuencia de un aumento de corta duración de la concentración de contaminantes.
- B) La contaminación atmosférica incrementa el riesgo de padecer enfermedades crónicas que van debilitando la salud a largo plazo, sin que la exposición a corto plazo esté relacionada con el momento de la muerte. Son personas que morirán un día sin que sea necesario que la concentración de contaminantes haya sido elevada ni ese día ni los días precedentes.
- C) La contaminación atmosférica no guarda relación con el riesgo de las enfermedades crónicas subyacentes, pero la exposición a corto plazo incrementa la mortalidad entre los que presentan un estado de salud deteriorado.
- D) Muertes que no se vinculan con la contaminación atmosférica.

Los estudios de cohortes pueden analizar todas las categorías de las muertes atribuibles a la contaminación atmosférica (A, B y C), incluyendo las defunciones que se producen con independencia del nivel de contaminación observado poco antes del fallecimiento. En cambio, los estudios de series temporales solo pueden proporcionar estimaciones de dos de las tres categorías (A y C); es decir, sólo capturan los casos en los cuales la exposición a la contaminación atmosférica en un corto espacio de tiempo desencadena la enfermedad o la muerte. Por tanto, las series temporales subestiman el impacto total de la contaminación atmosférica, mostrando sobre todo los efectos en individuos vulnerables o con enfermedades adquiridas con anterioridad a la exposición y que son más susceptibles a incrementos rápidos en los niveles de contaminantes (Kunzli et al., 2001).

4.6 Evidencias de los efectos de las medidas de control de la calidad del aire sobre la salud pública

Las estimaciones de efecto obtenidas en los estudios epidemiológicos describen la asociación entre la exposición a la contaminación atmosférica y el evento en salud estudiado. El RR es una medida relativa del efecto, que indica cuántas veces es más frecuente el evento en salud en el grupo expuesto al factor de exposición en relación con el grupo no expuesto. Por otra parte, las medidas de impacto reflejan el efecto esperado en una población particular al cambiar uno o más factores de riesgo o realizar una acción de carácter preventivo. Entre estas medidas se encuentra la *proporción atribuible en expuestos*, que depende exclusivamente del RR y que expresaría la proporción de casos que entre los expuestos sería evitada si se lograra reducir o eliminar el factor de exposición (Moreno-Altamirano et al., 2000).

Asumiendo que toda la población está expuesta a la contaminación atmosférica, las estimaciones de impacto se basan en el cálculo siguiente:

$$PA = RR(c) - 1 / RR(c)$$

Donde,

PA es la proporción atribuible en expuestos.

RR(c) es el RR para el efecto en salud considerado en la categoría c de exposición.

Para el caso particular de la contaminación atmosférica, la anterior expresión es equivalente a la siguiente:

$$PA = e^{\beta \cdot \Delta Q} - 1 / e^{\beta \cdot \Delta Q}$$

Donde,

β es el coeficiente de regresión para un aumento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$.

ΔQ es el cambio estimado en el nivel de concentración del contaminante atmosférico ($\text{PM}_{2.5}$) según el escenario considerado.

Conociendo la población potencialmente expuesta en la categoría c de exposición ($P(c)$) y la tasa de mortalidad en esa población (M), el número de casos atribuibles a la exposición (N) puede calcularse como:

$$N = PA * P(c) * M$$

La evidencia científica del deterioro que la contaminación atmosférica ocasiona en la salud pública obliga a la revisión periódica del marco normativo y promueve la toma de decisiones sobre medidas que minimicen el impacto de este factor ambiental. Las medidas de impacto son de interés en salud pública dado que permiten estimar el efecto esperado en la salud de la

población como consecuencia de remover el factor de riesgo en cuestión. Mediante la aplicación de estas medidas se obtienen los resultados de los estudios de EIS y los de intervención, que son importantes para favorecer el desarrollo y la implantación de medidas de control de la calidad del aire.

Estudios de Evaluación de Impacto en Salud

Siguiendo el Consenso de Gotemburgo, la Evaluación de Impacto en Salud se define como “la combinación de procedimientos, métodos e instrumentos que permiten juzgar los posibles efectos de una intervención (política, programa o proyecto) en la salud, y la distribución de los potenciales efectos en la misma” (WHO, 1999b). Su objeto de estudio son los impactos en salud, tanto positivos como negativos, de medidas concretas, y su resultado final es un conjunto de recomendaciones puestas a disposición de los gestores para maximizar beneficios y disminuir las consecuencias negativas, basadas en la mejor evidencia cualitativa y/o cuantitativa disponible en ese momento (Mindell et al., 2001; WHO, 1999b).

Esta herramienta facilita la incorporación del conocimiento científico en el proceso de toma de decisiones, y podría formar parte del diseño y del desarrollo de cualquier intervención con repercusiones para los determinantes de la salud. Por tanto, la EIS debería ser contemplada como un instrumento tanto científico como político, puesto que ofrece un marco estructurado para evaluar un rango amplio de consecuencias sobre la salud derivadas de la implantación de una medida política, y permite conectar los resultados obtenidos en las investigaciones epidemiológicas con las intervenciones que se llevan a cabo en salud pública.

La EIS presenta una metodología flexible, capaz de adaptarse a cada caso concreto. Aunque no se cuenta con una metodología estandarizada, sí existe un amplio consenso sobre los elementos o pasos que debe contemplar el proceso de la EIS de una intervención (MSSS, 2006; WHO, 2000; Wise et al., 2009). Este proceso, que debe realizarse con el máximo rigor científico y reconociendo tanto las asunciones adoptadas como las limitaciones, sólo tiene sentido cuando existe *a priori* suficiente evidencia causal entre el factor que se valora y los efectos en la salud que se le atribuyen. Tras caracterizar y analizar los impactos identificados, debe priorizarse la importancia de los mismos para plantear recomendaciones que mejoren sustancialmente la política evaluada (WHO, 2000).

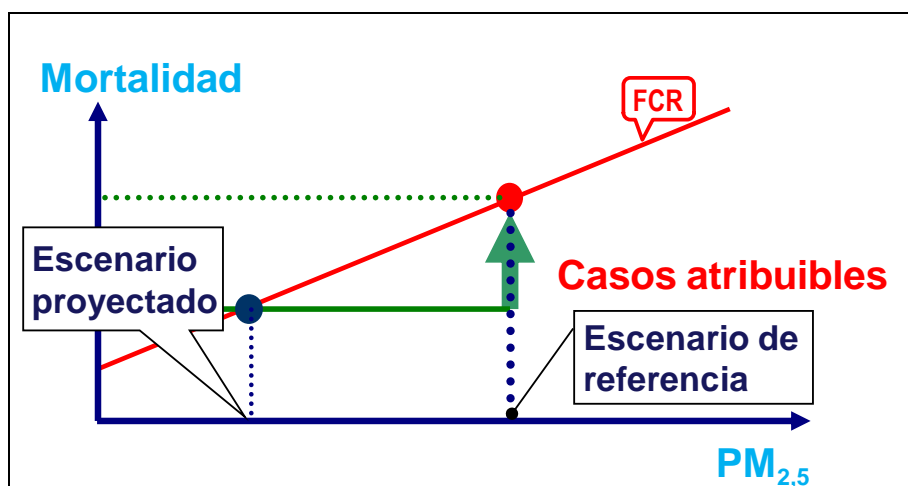
Salvo algunas excepciones (Loi santé, 2006; Wismar M, 2006), en el contexto europeo la EIS sigue siendo una metodología recomendada por organizaciones internacionales, como la OMS, pero sin una regulación normativa (WHO, 1999b). Por el contrario, en España, las últimas leyes aprobadas de Salud Pública, tanto a nivel nacional (LGSP, 2011) como en el ámbito autonómico (LSP Andalucía, 2012; LSP Cataluña, 2009; LSP Illes Balears, 2010), han incorporado la regulación de la EIS.

La inclusión de la EIS en nuestro ordenamiento jurídico (LGSP, 2011) supuso la institucionalización de la EIS en España, cuyo marco legal quedó reflejado en un capítulo dedicado específicamente a dicha herramienta. La Ley establece que las Administraciones públicas deberán someter a una EIS las normas, planes, programas y proyectos que seleccionen por tener un impacto significativo en la salud. Se regula también que se deberán prever los efectos directos e indirectos de las políticas sanitarias y no sanitarias sobre la salud de la población y las desigualdades sociales en salud con el objetivo de la mejora de las actuaciones. Finalmente, la norma prevé la integración de los resultados obtenidos en las EIS en el sistema de información de salud pública y en la Red de Vigilancia de Salud Pública.

En este sentido, la aplicación efectiva de la EIS en España estará vinculada, entre otras, a políticas medioambientales, como las que atañen a la calidad del aire, debido a los potenciales efectos que ocasionan en la calidad de vida de la población. En relación con la contaminación atmosférica, la estimación de los impactos en salud constituye una forma directa de comunicar las claves de ese problema medioambiental para la sociedad en su conjunto. La EIS supone el desarrollo de un proceso a través del cual se analiza la información científica disponible para determinar los potenciales impactos sobre la salud de la población, que vendrían asociados con un cambio en la calidad del aire determinado por la implantación de una serie de medidas (Mindell and Joffe, 2004). La OMS recomienda que las estimaciones de impacto en salud de la contaminación atmosférica incluya los efectos agudos y los crónicos (WHO, 2000).

En general, los estudios que desarrollan una EIS relacionada con la calidad del aire se centran en los efectos de contaminantes concretos, cuantificando el impacto a través de una serie de etapas (Figura 3): 1) identificación de indicadores de la salud (por ejemplo, hospitalizaciones cardíacas o mortalidad respiratoria); 2) cálculo de la frecuencia de esos efectos en salud en la población diana; 3) evaluación de la exposición mediante la selección de un indicador de la contaminación atmosférica (como $PM_{2,5}$); 4) selección de la FCR procedente de estudios epidemiológicos; y 5) estimación del número de casos mediante el cálculo del riesgo atribuible poblacional (Krzyzanowski, 1997; Krzyzanowski et al., 2002; WHO, 2000).

Figure 3. Modelo de estimación de impactos en salud.



Adaptado de Künzli, Kaiser, Medina et al, Lancet 2000; 356: 795 – 801.

FCR: Función Concentración-Respuesta.

Para el abordaje de la EIS, la recomendación general de la OMS (WHO, 2000) es que las características de la población diana, así como los indicadores de exposición y de salud, se correspondan en la medida de lo posible con los estudios epidemiológicos de donde proceden las FCR seleccionadas, que preferentemente se seleccionarán de estudios multicéntricos o de meta-análisis, que integran de manera estructurada y sistemática la información obtenida de diferentes estudios sobre contaminación atmosférica y salud. Por otra parte, las EIS incluyen cada vez con más frecuencia valoraciones económicas de los impactos en salud estimados, lo que facilita la elaboración de análisis de coste/beneficio de medidas de control de calidad del aire.

La cuantificación de los impactos de la contaminación del aire en la salud pública es un componente cada vez más importante en las discusiones políticas y en la toma de decisiones. Siguiendo esta metodología, han sido realizados estudios EIS en distintas partes del mundo, como en EE. UU. (Deck et al. 2001; Fann et al. 2012), México (Bell et al. 2006), así como en Europa (Boldo et al. 2006; Boldo et al. 2011; Kunzli et al. 2000; Martuzzi et al. 2002; Medina et al. 2004; Perez et al. 2009). En relación con las $PM_{2,5}$, existen suficientes pruebas científicas sobre los efectos que producen en las poblaciones expuestas y se han desarrollado estudios que han cuantificado el efecto de potenciales mejoras en la calidad del aire.

En el ámbito europeo, la metodología EIS se aplica para el desarrollo de políticas que afectan a la calidad del aire. En concreto, CAFE²⁸ es un programa creado para asesorar y proponer estrategias a largo plazo a la Comisión Europea en relación con los impactos de la contaminación atmosférica en la salud humana y el medio ambiente (Hurley et al., 2005). En

²⁸ CAFE: Clean Air For Europe (Aire Limpio para Europa).

este sentido, la Estrategia Temática de Reducción de la Contaminación Atmosférica europea²⁹, resultado de las investigaciones efectuadas en el marco del programa CAFE, define los objetivos en materia de contaminación atmosférica y propone medidas hasta el año 2020: modernizar la legislación vigente, reducir los contaminantes más nocivos (ozono troposférico y PM_{2,5}) y conseguir una mayor implicación de los sectores y de las políticas que pueden influir en la contaminación del aire. La Estrategia determina objetivos concretos a largo plazo (2020) con respecto a la situación del año 2000. En el caso de la exposición a PM_{2,5}, se ha propuesto una reducción de las emisiones en un 59%, lo que contribuirá a alcanzar una reducción en un 47% de la pérdida de esperanza de vida. En lo que se refiere a la salud, los ahorros conseguidos con las medidas propuestas se evalúan en 42.000 millones de euros al año. El número de muertes prematuras debería pasar de 370.000 en el año 2000 a 230.000 en el año 2020 (frente a 293.000 en el año 2020 si no se aplicara la Estrategia).

Al mismo tiempo, el proyecto APHEKOM³⁰ (APHEKOM, 2011) ha estimado el impacto de reducir a 10 µg/m³ la exposición a largo plazo a PM_{2,5} (WHO's annual air-quality guideline) en 25 ciudades europeas (12 países) con una población cercana a 39 millones. El impacto estimado en salud asciende anualmente a un total de 19.000 defunciones por todas las causas, de las cuales 2.719 se producirían en 6 ciudades españolas participantes del proyecto (Barcelona, Valencia, Sevilla, Bilbao, Granada y Málaga). El coste económico estimado del impacto en salud asciende a 31.500 millones de euros anuales. Los resultados de este tipo de análisis en Europa aportan nuevos argumentos en relación con PM_{2,5} para la revisión que tendrá lugar en 2013 de la Directiva 2008/50/EC, sobre calidad del aire y aire más limpio en Europa (EU Directive, 2008).

Por otra parte, en el continente americano, un estudio sobre la contaminación atmosférica en las ciudades de Santiago, Sao Paulo y México concluye que provoca, aproximadamente, 156.000 muertes, 4 millones de ataques de asma y 40.000 casos de bronquitis crónica al año (Bell et al., 2006). En EE. UU., la EPA estableció los estándares nacionales de calidad del aire para PM_{2,5} en 1997 en virtud de los resultados de una EIS, que son revisados periódicamente mediante esta metodología. El impacto asociado a una mejora hipotética en la calidad del aire de los EE. UU., en concreto en los niveles de PM_{2,5}, se ha estimado en 130.000 muertes en personas mayores de 30 años (Fann et al., 2012a). Además, en relación con la morbilidad, investigadores de la Escuela de Salud Pública *Johns Hopkins Bloomberg* estimaron que una reducción a corto plazo de 10 µg/m³ en PM_{2,5} ahorraría unas 11.000 hospitalizaciones por causas cardiovasculares y respiratorias entre los ancianos norteamericanos participantes del estudio Medicare. Los autores calcularon que el descenso de los niveles de PM_{2,5} implicaría unos claros beneficios en la salud de personas mayores de 65 años: 1.523 cardiopatías

²⁹ Estrategia Temática de Reducción de la Contaminación Atmosférica :
http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28159_es.htm

³⁰ APHEKOM: Improving knowledge and communication for decision making on air pollution and health in Europe.

isquémicas, 3.156 paros cardíacos, 990 EPOC o 2.085 infecciones respiratorias, entre otras causas de hospitalización (Dominici et al., 2006).

En resumen, tanto los resultados proporcionados por los estudios de intervención como los de las EIS servirían de argumentos para persuadir a los decisores para que adoptaran medidas de mitigación en relación con las emisiones de contaminantes. A pesar de las limitaciones metodológicas que presentan estos análisis, las estimaciones de los potenciales impactos de las intervenciones de calidad del aire en la salud son una información esencial para discutir las políticas en materia de reducción de las emisiones de las PM (WHO 2000).

Estudios de intervención

Los estudios de intervención valoran los beneficios que se producen en la salud como consecuencia de mejoras en la calidad del aire, proporcionando una información muy valiosa para la toma de decisiones de los gestores y políticos (Anderson, 2009). Mediante estos estudios se valora la evidencia experimental o semi-experimental de los efectos de la reducción de la contaminación atmosférica. El impacto de las intervenciones sobre la salud poblacional ha sido examinado en un número muy limitado de estudios.

- Estudios de intervención con efectos a corto plazo

Las investigaciones científicas muestran que los cambios rápidos a corto plazo en los niveles de los contaminantes del aire suponen una mejora significativa en términos de salud pública. Este tipo de estudios son importantes para mostrar cómo la introducción rápida de intervenciones que mejoran la calidad del aire, como por ejemplo cambios en el tráfico o en las emisiones industriales, pueden reducir la morbilidad asociada con la contaminación atmosférica a corto plazo. Un caso práctico es la celebración de Olimpiadas, dado que supone la puesta en marcha de una batería de medidas en las ciudades organizadoras del evento, que suele conducir a un descenso de contaminantes del aire a corto plazo.

Durante la celebración de los Juegos Olímpicos de Verano de 1996, la ciudad de Atlanta implantó una modificación de la estrategia de transporte que condujo a una reducción en la congestión del tráfico. Como consecuencia, la calidad del aire mejoró ostensiblemente, con una reducción significativa de las concentraciones de O₃ (28%), CO (22%) y PM₁₀ (16%). Los resultados de los análisis mostraron un significativo descenso en el número (42%) de ataques agudos de asma durante los Juegos Olímpicos (Friedman et al., 2001), mientras que las visitas a urgencias por causas cardiorrespiratorias se redujeron muy levemente (Peel et al., 2010).

Por otra parte, el gobierno chino implantó medidas muy estrictas para mejorar la calidad del aire durante la celebración de los Juegos Olímpicos de Verano de Pekín en 2008, tales como la sustitución de vehículos de transporte público por otros con menor emisión de gases, mejoras

en las líneas de tren que llegan a la ciudad, cierre de industrias muy contaminantes o el aumento de zonas verdes. La puesta en marcha de todas las medidas supuso que la emisión de contaminantes tales como el CO, el SO₂, el NO₂ o las PM descendiera en un 61%, 39%, 11% y 20% respectivamente. Un estudio científico mostró la reducción significativa de visitas por asma en el hospital Chaoyang de Pekín paralela a la bajada de los niveles de contaminantes (Lin et al., 2011).

- Estudios de intervención con efectos a largo plazo

Otros estudios han examinado directamente si los beneficios en la salud pública pueden ser mostrados como resultado de un descenso planificado de la contaminación atmosférica a largo plazo. El impacto positivo en la salud es mayor a largo plazo, dado que se reduce la tendencia de la media anual de las muertes por todas las causas y por causas específicas, en particular por causa respiratoria y cardiovascular. Paralelamente, conlleva un aumento de la esperanza de vida.

En este sentido, un ejemplo muy conocido es el ocurrido en el Valle de Utah (EE. UU.), donde se produjo un conflicto laboral que paró la actividad de una gran acerería durante más de un año, entre agosto de 1986 y septiembre de 1987. Las concentraciones de PM₁₀ en el ambiente descendieron en un 50%, desde 90 µg/m³ hasta 51 µg/m³. Los ingresos hospitalarios por causa respiratoria también disminuyeron claramente durante la huelga y sólo se incrementaron hasta los niveles anteriores a la huelga después de que el conflicto acabara (Pope, III, 1989). La mortalidad descendió un 3,2% (Pope, III et al., 1992) y se redujo el absentismo escolar de los niños (Ransom and Pope, III, 1992).

En EE. UU., la EPA estima de forma periódica las reducciones alcanzadas en la media nacional de PM_{2,5}. En la última revisión³¹, se calculó que se ha reducido en un 27% desde el año 2000 hasta el año 2010. Recientemente, Pope ha estimado en 51 ciudades de 211 condados de EE. UU. los cambios producidos en la esperanza de vida en los años 80 y 90, como consecuencia de la reducción de PM_{2,5} ocurrida entre el año 1980 y 2000. Un descenso de 10 µg/m³ en la concentración de las PM_{2,5} se asoció con un aumento estimado de la esperanza de vida de 0,61 ± 0,20 años (15%) en el área de estudio (Pope, III et al., 2009).

Otro ejemplo destacado se produjo en Irlanda, donde el gobierno prohibió la venta de carbón en la ciudad de Dublín en 1990. Este hecho condujo a una reducción inmediata y permanente en la media mensual de las concentraciones de SO₂ y de HN (70%). Las tasas de mortalidad también sufrieron un descenso importante coincidiendo con la prohibición de la venta de carbón. Para la mortalidad por todas las causas, el descenso fue del 6%, por causa respiratoria del 15%, y por causa cardíaca del 10% (Clancy et al., 2002).

³¹ National Trends in Particulate Matter Levels. <http://www.epa.gov/airtrends/pm.html>

Otros estudios europeos, como la cohorte SAPALDIA³² (Ackermann-Lieblich et al., 2005; Atteslander and Schneider, 1996), han mostrado que una pequeña mejora en la calidad del aire en Suiza mantenida durante 10 años, ha supuesto un descenso en los síntomas respiratorios de los niños (Bayer-Oglesby et al., 2005) y adultos (Schindler et al., 2009), e incluso se ha logrado atenuar la pérdida de la función pulmonar de adultos (Downs et al., 2007; Imboden et al., 2009). Por otra parte, en 2008 se estableció en Londres una amplia zona de bajas emisiones en la que no podían entrar los vehículos diésel más antiguos y más contaminantes (camiones, autobuses, etc.), excluyendo coches y motocicletas. Resultados preliminares han mostrado que las consultas por enfermedades respiratorias y prescripciones por asma se han reducido entre un 5% y un 10% en los pacientes más expuestos a la intervención en comparación con los que no están expuestos (Kelly et al., 2011).

Por otra parte, los cambios en la composición del combustible suponen una forma de disminuir la contaminación ocasionada por los vehículos a largo plazo. Una muestra de ello ocurrió en Hong Kong en 1990, donde se introdujo repentinamente una medida por la que el contenido de azufre en los combustibles no debía superar el 0,5% por peso. Después del primer año de esta intervención, se observó que la media de reducción en SO₂ fue del 53% y también descendieron otra serie de contaminantes atmosféricos, entre los que se encontraban las PM₁₀. Diversos estudios examinaron el efecto en salud en dos distritos teniendo en cuenta las diferencias en los cambios de respuesta de los bronquios, y en los beneficios en salud inmediatos y a largo plazo. La pendiente de la reactividad bronquial descendió desde el 48% al 39% en el distrito más contaminado y del 42% al 36% en el menos contaminado (Wong et al., 1998). Los síntomas respiratorios y la mortalidad en la población infantil también descendieron. Asimismo, se constató un descenso de la tendencia anual en las muertes en un 2% (4% en respiratorias y 3% en cardiovasculares). La intervención a largo plazo ha supuesto paralelamente un aumento en la esperanza de vida de 0,73 años (Hedley et al., 2002). En este caso, como en el estudio de Clancy, es de destacar que los artículos fueron publicados una década después de la intervención.

Los ejemplos comentados mostrarían que la implantación de planes y programas conllevan una reducción efectiva de la contaminación atmosférica que se acompaña de beneficios sustanciales y apreciables en términos de salud pública. Los estudios de intervención confirman la evidencia empírica de que la morbi-mortalidad se reduce cuando mejora la calidad del aire, lo que supone otro argumento para apoyar la causalidad de las asociaciones observadas en los estudios epidemiológicos.

³² SAPALDIA: Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults.

5. ALCANCE DE LA TESIS DOCTORAL

Esta tesis se presenta como un compendio de artículos de investigación, que se realizaron en el marco de colaboración de la doctoranda en los proyectos de investigación APHEIS³³ y SERCA³⁴. Un resumen de las EIS desarrolladas en ambos proyectos en relación con el impacto en salud de las PM_{2,5} se presenta en la Tabla 3, cuyas referencias se corresponden con las siguientes publicaciones:

- Boldo E, Medina S, LeTertre A, Hurley F, Mucke HG, Ballester F, Aguilera I, Eilstein D on behalf of the APHEIS group. 2006. APHEIS: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2,5} in 23 European cities. *Eur J Epidemiol* 21: 449-458.
- Ballester F, Medina S, Boldo E, Goodman P, Neuberger M, Iniguez C, Kunzli N. 2008. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* 62: 98-105.
- Boldo E, Linares C, Lumbreras J, Borge R, Narros A, Garcia-Perez J, Fernandez-Navarro P, Perez-Gomez B, Aragonés N, Ramis R, Pollan M, Moreno T, Karanasiou A, Lopez-Abente G. 2011. Health impact assessment of a reduction in ambient PM_{2,5} levels in Spain. *Environ Int* 37: 342-348.
- Boldo E, Linares C, Aragonés N, Lumbreras J, Borge R, de la Paz D, Perez-Gomez B, Fernandez-Navarro P, Garcia-Perez J, Pollan M, Ramis R, Moreno T, Karanasiou A, Lopez-Abente G. Mortality impact and economic benefits of PM_{2,5} reduction policies in Spain. En revisión en *Environmental Science and Technology*.

Finalmente, el último artículo de la tesis plantea una reflexión sobre un posible modelo de implantación de la EIS en España:

- Boldo E, St-Pierre L, Mendell A, Benoit F. 2011. La institucionalización de la Evaluación de Impacto en Salud en Quebec: ¿un modelo factible en España? *Gac Sanit.* 25(6): 535-541.

Este estudio se realizó en el momento en el que el Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad estaba elaborando una nueva Ley General de Salud Pública (LGSP), donde se debatía la posible regulación normativa de la EIS.

³³ APHEIS: Air Pollution and Health: a European Information System.

³⁴ SERCA: Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica.

Tabla 3. Resumen de los componentes utilizados en la evaluación de impacto en salud de la exposición a largo plazo a $PM_{2,5}$ en los proyectos APHEIS y SERCA.

Referencia	Proyecto de investigación	Ámbito geográfico	Población (años)	Medida de la exposición	Indicador de salud (mortalidad) (CIE 10)	FCR	Medidas de control de calidad del aire	Escenarios de reducción de la exposición ($\mu g/m^3$)	Software EIS	Estimaciones de la EIS
Boldo et al. 2006	APHEIS	Local : 23 ciudades europeas	>30	Redes de monitorización de calidad del aire de las ciudades participantes	Todas las causas (A00-Y98) Cardiopulmonar (I0-I70; J00-J99) Cáncer de pulmón (C33-C34)	Pope et al. 2002	Posibles valores límite de $PM_{2,5}$ de la Directiva europea de 2008	↓ hasta 20 ↓ hasta 15 ↓ de 3,5	EIS-PA AirQ	Casos atribuibles de mortalidad Ganancia en la esperanza de vida
Ballester et al. 2008	APHEIS	Local : 26 ciudades europeas	>30	Redes de monitorización de calidad del aire de las ciudades participantes	Todas las causas (A00-Y98)	Pope et al. 2002	Valores límite de $PM_{2,5}$ propuestos por distintas instituciones internacionales	↓ hasta 25 (CE) ↓ hasta 20 (PE) ↓ hasta 15 (US EPA) ↓ hasta 10 (OMS)	EIS-PA	Porcentaje de reducción de la mortalidad atribuible
Boldo et al. 2011	SERCA	Nacional: Territorio español (excepto Islas Canarias)	>30 25-74	Modelos de calidad del aire: WRF-SMOKE-CMAQ	Todas las causas (A00-Y98)	Pope et al. 2002 Laden et al. 2006	Medidas diversas de control de la calidad del aire	Diferencia entre el escenario de referencia (2004) y el proyectado (2011)	BenMAP	Casos atribuibles de mortalidad
Boldo et al. (en revisión)	SERCA	Nacional: Territorio español (excepto Islas Canarias)	>30	Modelos de calidad del aire: WRF-SMOKE-CMAQ	Todas las causas (A00-Y98) Cáncer de pulmón (C33-C34) Cardiopatía isquémica (I20-I25)	Pope et al. 2002 Pope et al. 2004	Medidas diversas de control de la calidad del aire	Diferencia entre el escenario de referencia (2007) y el proyectado (2014)	BenMAP	Casos atribuibles de mortalidad Valoración económica

6. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Hipótesis

La reducción de la exposición a largo plazo de la población a las concentraciones de $PM_{2,5}$, como consecuencia de la implantación de políticas públicas de control de la calidad del aire, es efectiva para disminuir la mortalidad prematura por todas las causas y por causas específicas.

Objetivo general

Cuantificar el beneficio potencial en la salud de la población española y europea ocasionado por la implantación de políticas públicas de control de la calidad del aire que reduzcan la contaminación atmosférica por $PM_{2,5}$.

Objetivos específicos

Objetivo específico 1: Nivel local-Proyecto APHEIS

Cuantificar la mortalidad evitable por todas las causas, por causas cardiopulmonares y por cáncer de pulmón, así como la ganancia en esperanza de vida asociadas a una reducción de los niveles de $PM_{2,5}$ en mayores de 30 años de 23 ciudades europeas. Los escenarios de reducción de los niveles de concentración de $PM_{2,5}$ son: 1) hasta un valor máximo de 20 y de $15 \mu g/m^3$ (proceso legislativo CAFÉ de la Comisión Europea), y 2) descenso de $3,5 \mu g/m^3$.

Objetivo específico 2: Nivel local-Proyecto APHEIS

Actualizar la estimación de la mortalidad evitable (mayores de 30 años) derivada de una reducción de los niveles de $PM_{2,5}$ en 26 ciudades europeas. Los escenarios de reducción, basados en la no superación de niveles máximos, son los valores propuestos por la Comisión Europea ($25 \mu g/m^3$), el Parlamento Europeo ($20 \mu g/m^3$), la US EPA ($15 \mu g/m^3$) y la OMS ($10 \mu g/m^3$).

Objetivo específico 3: Nivel nacional-Proyecto SERCA. Escenario 2004-2011

Cuantificar en España la mortalidad evitable (mayores de 30 años y 25-74 años) asociada a la reducción de los niveles de $PM_{2,5}$ derivada de la implantación de medidas de control de la calidad del aire previstas en planes oficiales y en la legislación sectorial. El escenario de referencia es el año 2004 y el escenario proyectado el 2011, año en el que se espera un descenso de la concentración de $PM_{2,5}$.

Objetivo específico 4: Nivel nacional-Proyecto SERCA. Escenario 2007-2014

4.1. Cuantificar en España la mortalidad evitable (mayores de 30 años) por cardiopatía isquémica y por cáncer de pulmón, esperada tras la reducción de los niveles de $PM_{2,5}$ como consecuencia de la implantación de medidas de control de la calidad del aire previstas en los planes oficiales y en la legislación sectorial.

4.2. Estimar el beneficio económico de la reducción de la mortalidad (mayores de 30 años) debida al descenso de los niveles de $PM_{2,5}$ en España.

El escenario de referencia es el año 2007 y el escenario proyectado el 2014, año en el que se espera un descenso de la concentración de $PM_{2,5}$.

Objetivo específico 5: Revisar la situación de la Evaluación de Impacto en Salud en España y proponer un modelo de actuación.

**7. APHEIS: EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD
DE LA EXPOSICIÓN A LARGO PLAZO A PM_{2,5} EN
23 CIUDADES EUROPEAS**

7.1 Introducción

La mayoría de los estudios epidemiológicos permite afirmar que existen diversos efectos en salud relacionados de forma consistente con la exposición a las PM (Brunekreef and Forsberg, 2005; Pope, III et al., 2004). Los estudios de series temporales identifican el efecto en la salud (por ejemplo, utilizando la mortalidad) de la contaminación atmosférica por PM en los días anteriores, mientras que los estudios de cohortes analizan los efectos en la salud debidos a la exposición a largo plazo a dicho contaminante. Una revisión de la OMS (WHO, 2003) concluyó que las PM del ambiente serían responsables *per se* de los efectos en salud observados en grandes estudios epidemiológicos que las relacionan con mortalidad y morbilidad. Esta conclusión es respaldada por la evidencia toxicológica. Estos estudios epidemiológicos proporcionan las funciones de exposición-respuesta (FER) precisas para el desarrollo de las EIS.

Por otra parte, una de las principales estrategias de la política “*Salud para todos en el Siglo XXI*” de la Región Europea de la OMS es asegurar el empleo de la EIS, un método esencial para evaluar las políticas y para determinar su impacto potencial y real sobre la salud pública (WHO, 2004b). En relación con la contaminación atmosférica, la OMS anima a todos los países europeos a comunicar e intercambiar información sobre la monitorización de la calidad del aire para ayudar a la valoración de los impactos de PM₁₀ y PM_{2,5} en la salud (WHO, 1999a).

En este contexto se creó APHEIS³⁵ en 1999, para proporcionar a los responsables de la toma de decisiones, a los profesionales de la salud ambiental, a los medios de comunicación y en general a todos los ciudadanos europeos, una información más completa, actualizada y sencilla sobre el impacto de la contaminación atmosférica en la salud pública. Esto facilitaría la adopción de decisiones fundamentadas por los mencionados colectivos.

Para desarrollar este recurso de información, APHEIS creó un sistema de vigilancia en salud pública que proporcionara información para las EIS sobre contaminación atmosférica en Europa, a nivel de cada ciudad participante y a nivel europeo simultáneamente. Durante la primera fase (APHEIS-1, 1999-2000), este programa definió los mejores indicadores para la vigilancia epidemiológica de los efectos de la contaminación atmosférica sobre la salud pública en Europa y desarrolló sus propias directrices para la recogida de datos y el análisis (Medina et al., 2001).

APHEIS desarrolló una primera EIS durante su segunda fase (APHEIS-2, 2000-2001). APHEIS eligió las PM₁₀ y los HN como indicadores de PM, concluyendo que la exposición a niveles relativamente moderados de contaminación atmosférica en áreas urbanas de Europa tenía un

³⁵ www.APHEIS.net

impacto significativo sobre la salud pública. A modo de ejemplo, se estimó que la reducción de la exposición a largo plazo a las PM₁₀ en cantidades pequeñas y alcanzables, tales como 5 µg/m³, habría prevenido anualmente entre 3.300 y 7.700 muertes prematuras en 19 ciudades europeas (Medina et al., 2002; Medina et al., 2004).

La tercera fase del programa (APHEIS-3, 2002-2003) incluyó en el análisis nuevas fuentes de datos sobre contaminación atmosférica y salud (Medina et al., 2005). En concreto, en la nueva EIS se añadieron datos de PM_{2,5} a las medidas ya existentes de PM₁₀ y HN. Los motivos de considerar PM_{2,5} fueron las recientes evidencias científicas (WHO, 2003; WHO, 2004a) y la nueva propuesta de los valores límites de este contaminante en el proceso legislativo de la Comisión Europea. Las PM_{2,5} de las ciudades están asociadas con un exceso de mortalidad y otros efectos en la salud. Estas partículas representan una subfracción de PM₁₀, son por tanto más pequeñas que éstas, y están consideradas como más nocivas para la salud (por µg/m³) porque penetran más profundamente en el pulmón y pueden alcanzar la región alveolar (WHO, 2005a). Además, son más numerosas y tienen mayor área de superficie en relación con el volumen por unidad de masa, que las partículas gruesas.

APHEIS-3 investigó, además de la mortalidad total, la mortalidad por causas específicas (muertes por enfermedades cardiopulmonares y cáncer de pulmón). Además de calcular el número de muertes atribuibles, APHEIS-3 calculó también el aumento potencial en la esperanza de vida con el objetivo de proporcionar un panorama más completo del impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud a lo largo de la vida.

7.2 Material y métodos

APHEIS está formado por una red dinámica europea que integra profesionales en salud pública y medio ambiente. Esta red adoptó las directrices de la OMS sobre la evaluación de riesgos en salud ambiental (WHO, 2000) y siguió las principales etapas de la EIS (WHO, 2001) en todas las ciudades, realizando posteriormente un análisis comparativo entre ellas. El proceso contempló las siguientes fases: determinar la exposición, seleccionar los efectos en salud y las FER, obtener las medidas de frecuencia basales del efecto en salud considerado para la población de estudio, y calcular el número estimado de casos atribuibles en dicha población. Se siguieron las directrices de APHEIS para la recogida y el análisis de datos para asegurar que los datos fueran comparables (Medina et al., 2001).

Esta EIS proporcionó estimaciones para el número de eventos en la salud atribuibles a la contaminación atmosférica en la población de estudio (23 ciudades europeas), asumiendo que existe una relación causal entre la contaminación por partículas y los efectos observados en la salud.

Medición de la exposición

Teniendo en cuenta que esta EIS se centró en los efectos a largo plazo de la exposición, los datos más apropiados de contaminación atmosférica eran las medias anuales, las cuales estaban disponibles en la mayoría de las ciudades desde el año 2000 en adelante. Doce ciudades participantes en el proyecto APHEIS contaban con mediciones automáticas de PM_{2,5} (TEOM³⁶).

Para lograr los objetivos marcados en la EIS, se seleccionaron las FER procedentes de un estudio que empleó métodos gravimétricos (Pope et al., 2002). Las concentraciones de las PM_{2,5} fueron obtenidas a partir de las mediciones automáticas de PM₁₀ en las 23 ciudades APHEIS. Se aplicó, siempre que fue posible, un *factor de conversión local* (un valor entre 0,3 y 0,8) seleccionado por los responsables de las redes locales de calidad del aire. En el caso de que no existiera ningún factor local, el grupo de trabajo de APHEIS sobre evaluación de la exposición recomendó utilizar por defecto el *factor de conversión europeo* de 0,7. Dicho factor estaba basado en el valor medio de dos publicaciones recientes. En primer lugar, el informe de la revisión y actualización de la 1ª Directiva hija europea, es decir, el 2º Documento de Posición sobre las PM de la CE del programa CAFE. En segundo lugar, un estudio que analizaba las características físicas de partículas en Europa (Van Dingenen et al., 2004).

En Bucarest y Budapest, donde no se disponía tampoco de las mediciones de PM₁₀, se convirtieron las partículas en suspensión totales (PST) a PM₁₀ mediante los factores locales de conversión. Posteriormente, se transformaron estos valores de PM₁₀ a PM_{2,5} utilizando el factor de corrección europeo.

La validez local del factor de conversión europeo de PM₁₀ se comprobó en las ciudades que contaban con mediciones directas de PM₁₀ y PM_{2,5}, que compararon las mediciones directas de partículas finas con las convertidas a partir de PM₁₀ usando el factor de conversión europeo.

Por otra parte, la mayoría de las ciudades contaba con mediciones automáticas de PM₁₀ (Atenuación Beta y TEOM), que se corrigieron mediante un factor de corrección específico para compensar las pérdidas de materiales volátiles (compuestos orgánicos). Cuando estaba disponible, se empleó un *factor de corrección local* elegido con el asesoramiento de los gestores de la red de la calidad del aire (un valor entre 1 y 1,37). En su defecto, las ciudades aplicaron el *factor de corrección europeo* recomendado por el Grupo de Trabajo sobre PM (EC working group report on particulate matter, 2002) y por la OMS (WHO, 2004b), cuyo valor es de 1,3 (Tabla 1).

³⁶ TEOM: Tapered Element Oscillating Microbalance. Método de microbalanza oscilante.

Tabla 1. Métodos de medidas, factores de corrección y de conversión utilizados en APHEIS-3.

Ciudad	Método de medida			Factor de corrección de PM ₁₀	Factor de conversión de PM ₁₀ a PM _{2,5}
	PM ₁₀ ^b	PM _{2,5} ^b	PST ^b		
Atenas	Atenuación β			1,3*	0,3-0,63*** ^c
Bilbao	Radio absorción β			1,2 ^a	0,7**
Burdeos	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,3 ^w	0,67***
Bucarest			Gravimétrico	x	0,7**
Budapest			Atenuación por radiación β	xx	0,7**
Celje	TEOM (50°C)			1,3*	0,7**
Cracovia	Monitor de calibración de radiación β			1,25 ^a	0,8***
Gotemburgo	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1,3*	0,66***
Le Havre	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,253 ^w	0,7**
Lille	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1,18 ^s ; 1,27 ^w	0,66***
Liubliana	TEOM (50°C)			1,3*	0,7**
Londres	TEOM	TEOM		1,3*	0,7**
Lyon	TEOM	TEOM		1,221 ^w	0,7**
Madrid	Atenuación β			1 ^a	0,51***
Marsella	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,13 ^w	0,65***
París	TEOM	TEOM		1 ^s ; 1,37 ^w	0,7**
Roma	Monitor de calibración de radiación β			1,3*	0,7**
Ruán	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,22 ^w	0,7**
Sevilla	Atenuación por radiación β			1,13 ^a	0,7**
Estocolmo	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1,2 ^a	0,65***
Estrasburgo	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,21 ^w	0,7**
Tel Aviv	TEOM			1,3*	0,5***
Toulouse	TEOM (50°C)	TEOM (50°C)		1 ^s ; 1,2 ^w	0,65***

* Las medidas de PM₁₀ se corrigieron con el factor europeo de 1,3.

** PM₁₀ se convirtió a PM_{2,5} mediante el factor de conversión europeo de 0,7.

*** PM₁₀ se convirtió a PM_{2,5} mediante un factor de conversión local.

^a Las medidas de PM₁₀ se corrigieron con un factor local.

^b PM₁₀: PM_{<10}.

^c Rango de factores de conversión de PM_{2,5} debido a que se usaron factores específicos para cada mes.

^d TEOM: Método de microbalanza oscilante.

^s verano.

^w invierno.

^x PM₁₀=PST*0.6.

^{xx} PM₁₀=PST*0.58.

Los eventos en salud y las funciones exposición-respuesta

La mayoría de las ciudades contaba con los datos de salud requeridos para el desarrollo de la EIS desde 1999 en adelante. Se utilizaron las estimaciones promedio de las FER procedentes de los análisis más recientes de la cohorte de la ACS, basadas en el promedio de las concentraciones de PM_{2,5} del inicio y del final del periodo de seguimiento (Pope et al., 2002) y la mortalidad por todas las causas, por causas cardiopulmonares y por cáncer de pulmón (Tabla 2). Debido a que la cohorte de la ACS sólo incluyó los adultos mayores de 30 años, la estimación del número de casos atribuibles y el aumento potencial de la esperanza de vida se limitó al mismo grupo de edad en APHEIS-3.

Escenarios de la Evaluación de Impacto en Salud

Se propusieron una serie de niveles de referencia de PM como distintos escenarios de reducción de la contaminación del aire. Los beneficios de la reducción de PM_{2,5} hasta 20 y 15 µg/m³ fueron seleccionados en el momento en el que se debatía el establecimiento de nuevos valores límite de PM_{2,5} en el proceso legislativo CAFE de la CE. Como algunas ciudades ya presentaban niveles de PM_{2,5} por debajo de esas cifras, se estableció un escenario adicional: una reducción de 3,5 µg/m³ con independencia de los niveles presentados en la media anual (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen de los datos utilizados para la evaluación de impacto en salud de la exposición a largo plazo a PM_{2,5} en APHEIS-3.

Indicador de salud (mortalidad)	CIE-10 ¹	Software EIS	RR (IC 95%) ² (Δ 10 µg/m ³)	Escenarios (media anual)
Número de casos atribuibles				
Todas las causas	A00-Y98	Hoja Excel del PSAS-9 ³	1,06 (1,02-1,11)	Reducción a 20 µg/m ³
Cardiopulmonar	I10-I70 y J00-J99		1,09 (1,03-1,16)	Reducción a 15 µg/m ³
Cáncer de pulmón	C33-C34		1,14 (1,04-1,23)	Reducción por 3,5 µg/m ³
Aumento potencial en la esperanza de vida				
Todas las causas	A00-Y98	Programa AirQ ⁴	1,06 (1,02-1,11)	Reducción a 20 µg/m ³
Cardiopulmonar	I10-I70 y J00-J99		1,09 (1,03-1,16)	Reducción a 15 µg/m ³
Cáncer de pulmón	C33-C34		1,14 (1,04-1,23)	Reducción por 3,5 µg/m ³

¹ CIE-10: Clasificación Internacional de Enfermedades, décima edición.

² RR: Riesgo relativo. IC: Intervalo de confianza.

³ PSAS-9: Sistema de vigilancia francés sobre la contaminación atmosférica y la salud.

⁴ AirQ: Programa de cálculo del impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la OMS.

Software utilizado para la cuantificación de impactos en salud

- Número de casos atribuibles a la reducción de la exposición a largo plazo a PM_{2,5}

Basándose en el cálculo de la proporción atribuible, las estimaciones del número de casos se hicieron utilizando una adaptación de la hoja de cálculo Excel (software EIS PA, disponible en <http://www.invs.sante.fr/epiinfo/logiciels/eispa.html>), desarrollada por el programa PSAS-9³⁷, coordinado por el Instituto de Vigilancia Sanitaria de Francia (Le Tertre et al., 2002b).

³⁷ PSAS-9: Programme de surveillance air et santé en France. <http://www.invs.sante.fr/psas9>. Actualmente disponible en: <http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9/>

- Aumento potencial de la esperanza de vida por la reducción de la exposición a largo plazo a PM_{2,5}

Se estimó el aumento potencial en la esperanza de vida a los 30 años de edad mediante el software de la EIS de la Calidad del Aire del Centro Europeo de la OMS para el Medio Ambiente y Salud (software AirQ, disponible en http://www.euro.who.int/eprise/main/WHO/Progs/AIQ/activities/20050223_5)³⁸. Este programa se fundamenta en las tablas de vida y se basa en las mismas estimaciones de riesgo de los estudios de cohortes que se han empleado en la cuantificación de casos atribuibles (Tabla 2).

AirQ compara la esperanza de vida real con la esperanza de vida hipotética obtenida para el escenario considerado. Cuanto mayor es la diferencia, mayor es la importancia relativa de la causa. Para el cálculo del aumento en la esperanza de vida se necesita disponer de la siguiente información:

- El cambio producido en las concentraciones medias anuales de PM_{2,5}.
- Una FER que relacione la media anual de PM_{2,5} con el cambio porcentual (por µg/m³) que se produce en las tasas de mortalidad (por ejemplo, las tasas de mortalidad específicas por edad).
- Los datos demográficos de la población de estudio (la distribución por grupos de edad y las tasas de mortalidad específicas por grupos de edad)

Siguiendo los resultados de Pope et al. (2002), APHEIS asumió la misma proporción de reducción de riesgo para cada grupo de edad (edad > 30 años).

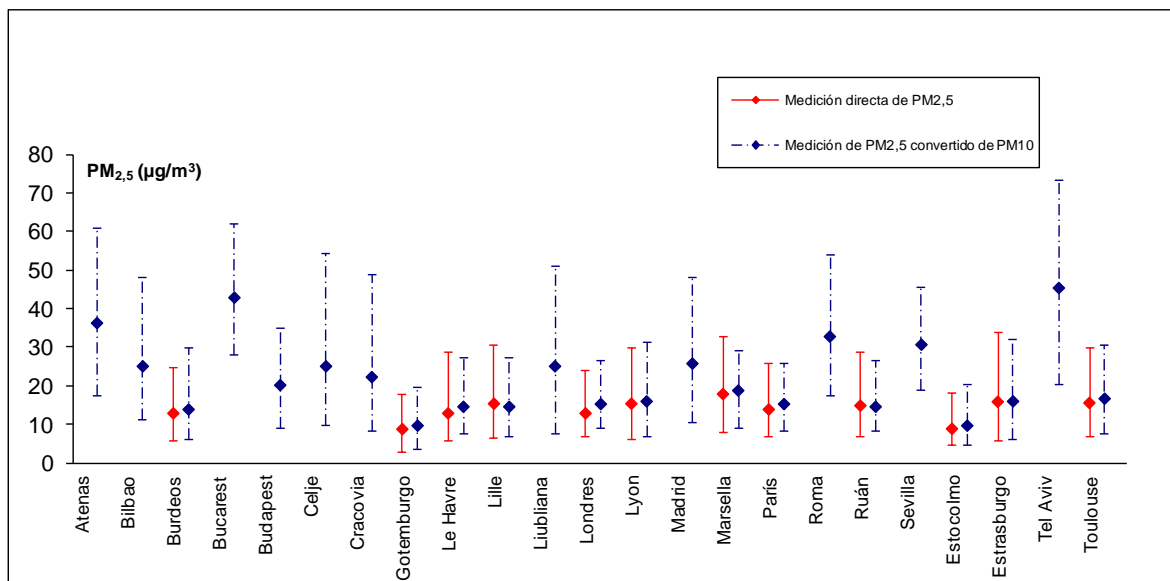
7.3 Resultados

La población incluida en esta EIS fue de aproximadamente 36 millones de ciudadanos europeos. Las ciudades con mediciones directas de PM_{2,5} mostraron concentraciones medias anuales que oscilaron entre los 9 µg/m³ en Gotemburgo y Estocolmo (Suecia) y 18 µg/m³ en Marsella (Francia). En general, las ciudades en las que las PM_{2,5} no se midieron directamente presentaban valores medios anuales más altos, sobre todo en Bucarest (Rumanía) y Tel Aviv (Israel) (Figura 1).

La Figura 1 también muestra que cuando se comparan los valores directos e indirectos de PM_{2,5}, los valores obtenidos mediante el factor de conversión europeo de PM₁₀ son muy similares a los niveles medidos directamente, aunque en ocasiones son ligeramente más altos. Los niveles de PM_{2,5} convertidos de PM₁₀ siguen el mismo patrón que PM₁₀.

³⁸ Actualmente disponible en: <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/quantification-of-the-health-effects-of-exposure-to-air-pollution-the-air-quality-health-impact-assessment-software-airq-2.2>

Figura 1. Niveles de las medidas directas de PM_{2,5} y de las medidas de PM_{2,5} convertido de PM₁₀ (medias anuales y percentiles 5 y 95).



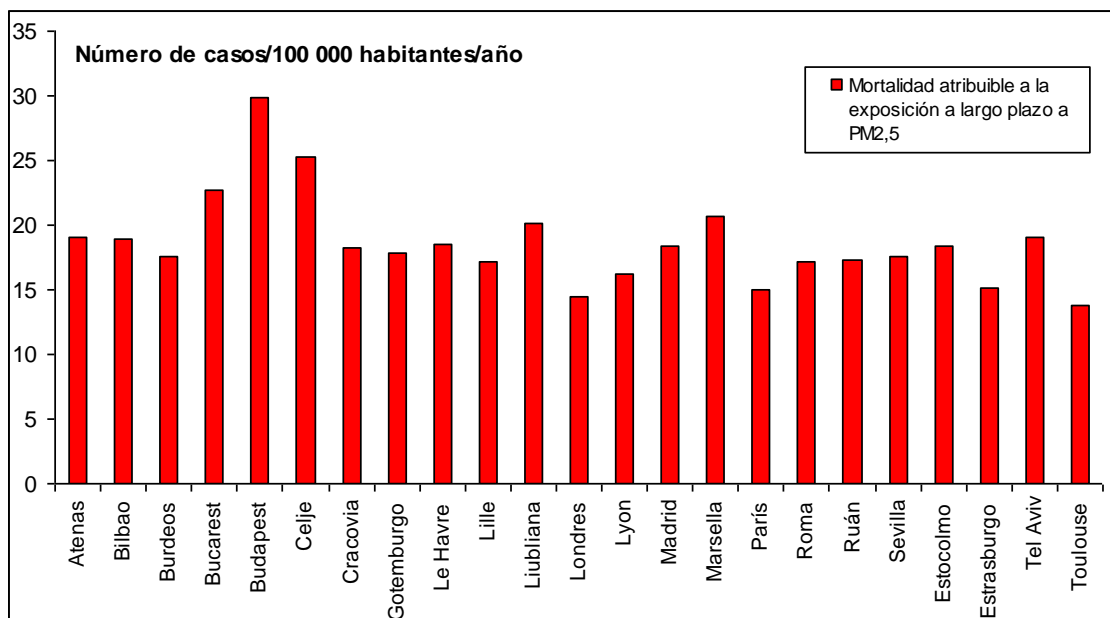
En cuanto a los casos atribuibles, APHEIS-3 ha estimado que, si la exposición a largo plazo de los niveles convertidos de PM_{2,5} fuera reducida a una media anual de 20 µg/m³ en cada ciudad, se podría evitar anualmente 11.375 muertes prematuras, incluyendo 8.053 muertes por causas cardiopulmonares y 1.296 muertes por cáncer de pulmón. Asimismo, si la exposición a largo plazo de PM_{2,5} se redujese a 15 µg/m³, se podría evitar anualmente 16.926 muertes prematuras, incluyendo 11.612 muertes por causas cardiopulmonares y 1.901 muertes por cáncer de pulmón (Tabla 3).

La Figura 2 muestra los beneficios potenciales de una reducción de 3,5 µg/m³ de los niveles anuales de PM_{2,5} en términos de número de muertes prematuras por todas las causas por cada 100.000 habitantes. Todas las ciudades presentaban un beneficio de esta reducción en los niveles de PM_{2,5}, especialmente Budapest, Bucarest y Celje. Debe señalarse que las ciudades variaban en sus resultados debido a las diferencias en las tasas de mortalidad específicas por edad y en la proporción de la población menor de 30 años.

Tabla 3. Resumen de los resultados de la EIS de APHEIS-3 en términos de reducción potencial del número de muertes prematuras y tasas por 100.000 habitantes en 23 ciudades participantes en APHEIS-3.

Indicador de contaminación atmosférica	Indicador de salud	Escenario EIS	Reducción potencial en el número de muertes a largo plazo	
			Número de muertes	Número de muertes anuales/100.000
PM _{2,5}	Mortalidad por todas las causas	Reducción a 20 µg/m ³	11.375	32
		Reducción a 15 µg/m ³	16.926	47
		Reducción por 3,5 µg/m ³	6.355	18
	Mortalidad cardiopulmonar	Reducción a 20 µg/m ³	8.053	22
		Reducción a 15 µg/m ³	11.612	32
		Reducción por 3,5 µg/m ³	4.199	12
	Mortalidad por cáncer de pulmón	Reducción a 20 µg/m ³	1.296	4
		Reducción a 15 µg/m ³	1.901	5
		Reducción por 3,5 µg/m ³	743	2

Figura 2. PM_{2,5}: Impacto a largo plazo en la mortalidad por todas las causas en 23 ciudades APHEIS-3. Reducción por 3,5 µg/m³. Número de muertes atribuibles por 100.000 habitantes/año.



En términos de esperanza de vida, la ganancia potencial en esperanza de vida de una persona de 30 años de edad, si la media anual de PM_{2,5} convertido no excediera de 15 µg/m³, estaría entre un mes y más de dos años debido a la reducción de la mortalidad total (Figura 3). Considerando el mismo escenario, la Figura 4 muestra el aumento potencial en la esperanza de vida en una ciudad APHEIS (Sevilla, España). Se eligió esta ciudad, a modo de ejemplo, para mostrar en qué medida afecta el aumento en la esperanza de vida en cada grupo de edad. Cabe destacar que el beneficio en términos de esperanza de vida es igual hasta los 30 años, debido a que los riesgos de mortalidad hasta esa edad se asume que no se verían afectados. Sería mayor de un año hasta los 60 años de edad y después comenzaría a disminuir.

Figura 3. Aumento esperado en la esperanza de vida para una persona de 30 años si la media anual de de PM_{2,5} convertido no excediera de 15 µg/m³ en las ciudades de APHEIS.

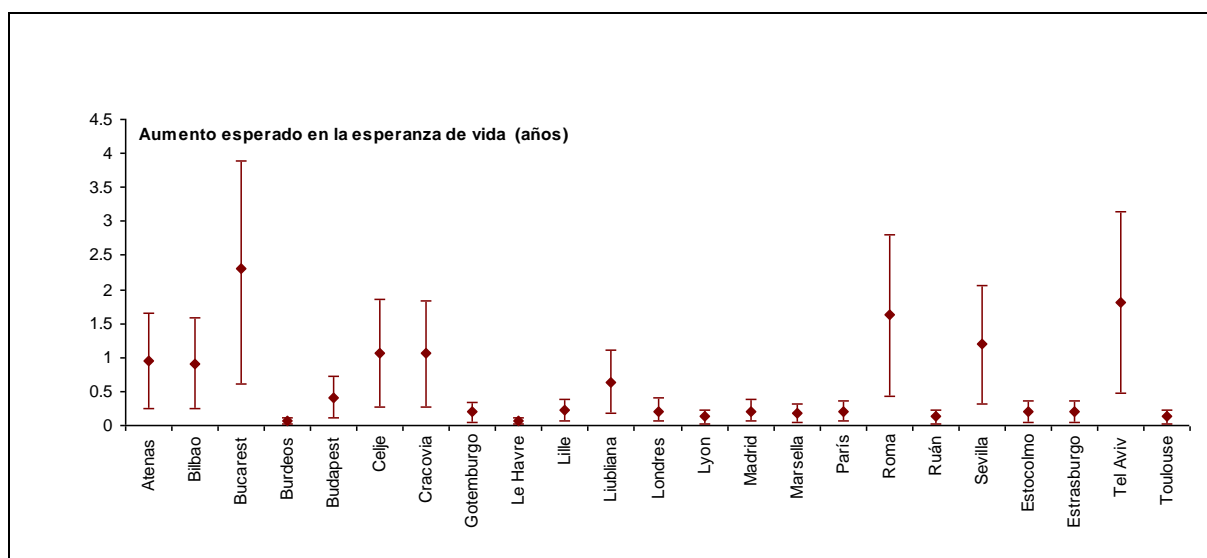
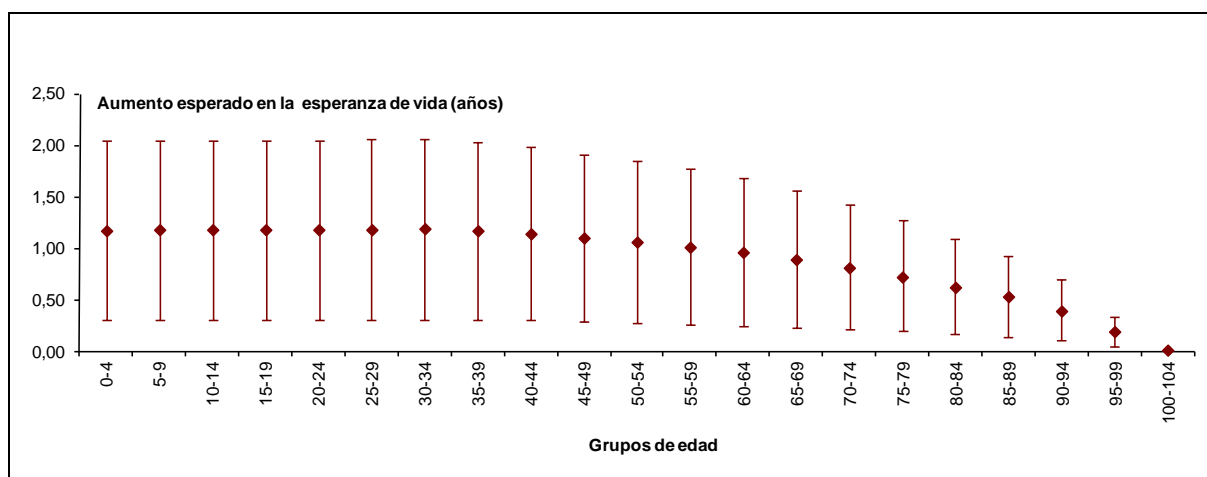


Figure 4. Aumento esperado en la esperanza de vida si los niveles de PM_{2,5} fueran reducidos a 15 µg/m³ en la ciudad de Sevilla.



7.4 Discusión

Las estimaciones de APHEIS-3 confirmaron nuevamente los resultados de APHEIS-2 (Medina et al., 2002; Medina et al., 2004) y de otros estudios (Forsberg et al., 2005; Kunzli et al., 2000; Martuzzi et al., 2002; Mindell and Joffe, 2004), encontrando que las partículas han contribuido de manera no despreciable a la carga total de mortalidad en las áreas urbanas de Europa.

Consideraciones metodológicas

Siempre existe un grado de incertidumbre sobre los beneficios que se derivan de eliminar una exposición particular. Algunas de estas incertidumbres son intrínsecas, por ejemplo, las relacionadas con la estimación de la FER que se ha utilizado en el análisis. Además, el beneficio esperado en la salud puede alcanzarse mucho más tarde de lo previsto. En el caso que nos ocupa, la reducción de los niveles de contaminación del aire podría tardar años en ser plenamente alcanzada y no está aún determinado el retardo entre dicha reducción y el consiguiente descenso del riesgo de morir. Sin embargo, los estudios de intervención (Clancy et al., 2002; Hedley et al., 2002) muestran una reducción sustancial del riesgo de morir en los años inmediatamente posteriores a descensos importantes de la contaminación ambiental. Estimaciones más recientes del estudio norteamericano de cohorte de las Seis Ciudades muestran una disminución en los niveles de PM_{2,5} asociado a un menor riesgo de mortalidad (Laden et al., 2006).

Los casos atribuibles a menudo se interpretan como la fracción prevenible, es decir, aquellos eventos en salud que hubieran sido evitados si la exposición no se hubiera producido. Sin embargo, debe mostrarse cierta cautela con esa interpretación porque la estimación del riesgo atribuible no tiene en cuenta los riesgos competitivos. La eliminación de un factor de riesgo, como la contaminación del aire, aumenta la importancia relativa y la contribución de otros riesgos y causas de morbi-mortalidad. Por tanto, es sabido que en las enfermedades multicausales la suma de casos atribuibles considerando varios factores de riesgo puede ser incluso mayor que el 100% (Medina et al., 2005).

Por otra parte, también se estimó por primera vez en APHEIS el aumento de la esperanza de vida derivado de diferentes escenarios de reducción de la exposición a PM_{2,5}. Los resultados de la EIS sugieren que la exposición a concentraciones relativamente bajas de PM_{2,5} a largo plazo reducen la esperanza de vida en Europa. En la literatura científica otros estudios han obtenido conclusiones similares al analizar los efectos de la contaminación del aire en la esperanza de vida (Brunekreef, 1997; Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP), 2000; Finkelstein et al., 2004; Mechler et al., 2002).

Existen opiniones diversas en relación con la mejor forma de expresar el impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud, es decir, si debe estimarse en términos de casos atribuibles o de cambios en la esperanza de vida. Este estudio consideró los dos enfoques.

Ambos métodos se han aplicado también en el análisis de coste-beneficio del programa CAFE de la CE, donde se discutió sobre las ventajas y desventajas relativas de ambos enfoques (Hurley et al., 2005).

En cuanto a los datos de la exposición, los resultados de la EIS dependen directamente de las concentraciones de las PM. Las ciudades que no disponían de las mediciones de PM_{2,5} utilizaron los factores de conversión (local o europeo) para el cálculo de los niveles de PM_{2,5} a partir de las medidas de PM₁₀ o de PST. En las ciudades que contaban con las dos series de datos se observó que la media anual de la concentración de PM_{2,5} medido directamente fue ligeramente inferior a los niveles medios anuales de PM_{2,5} convertido de PM₁₀ mediante el factor de conversión europeo de 0,7. Esto podría implicar que el factor de conversión europeo es ligeramente alto. Además de los factores de conversión, se emplearon los factores de corrección (local o europeo) para corregir las mediciones automáticas de PM₁₀. En general, los factores locales de corrección fueron un poco menores que el factor de corrección recomendado por el Grupo de Trabajo sobre PM para Europa, que es de 1,3. Las estimaciones de PM₁₀ corregido y PM_{2,5} convertido podrían ser altas para el desarrollo de EIS sobre la exposición a largo plazo de PM_{2,5}.

En consecuencia, se podría concluir que, en ausencia de otras incertidumbres, las estimaciones de mortalidad relacionadas con la exposición a largo plazo a las PM₁₀ y las PM_{2,5} podrían ser también elevadas. Sin embargo, el grado de sobreestimación podría ser pequeño en términos absolutos y en relación con otras muchas fuentes de incertidumbre que pueden contribuir a infra o sobreestimar el impacto: el número de indicadores de contaminación del aire y la salud considerados para las estimaciones de la EIS, la inclusión o no de grupos sensibles de la población, o la elección de las FER y la transferencia a otras poblaciones que se discuten a continuación.

En cuanto al número de indicadores de la contaminación del aire considerados, se ha utilizado únicamente PM_{2,5} como un indicador de la compleja mezcla de la contaminación del aire. En relación con los efectos en la salud, la mortalidad por causas específicas se incluyó junto con la mortalidad por todas las causas como información adicional para completar el análisis de mortalidad. No obstante, la mortalidad por todas las causas sigue siendo la primera opción porque es más robusta, no está sujeta a errores de clasificación y es más fácil de obtener que los datos de morbilidad. Teniendo en cuenta que la mayoría de las ciudades aplican un programa de control de calidad y que hubo un porcentaje bajo de datos perdidos para todas las causas de mortalidad, consideramos que los datos erróneos en la selección de la causa de muerte no afectaban a la comparabilidad de los datos entre las ciudades.

En cuanto a los efectos en la salud, probablemente esta EIS subestimó el impacto real de las partículas finas en Europa. En primer lugar, se evaluó el impacto de PM_{2,5} en la mortalidad, pero no se analizó la morbilidad. En Europa, la carga de enfermedad debida a la exposición a

largo plazo de PM_{2,5} podría ser considerable (Brauer et al., 2002; Gehring et al., 2002; Kappos et al., 2004; Ranzi et al., 2004). En segundo lugar, no se estudió el impacto de PM_{2,5} sobre la mortalidad de menores de 30 años de edad debido a que no se disponía de FER válidas cuando se llevó a cabo este trabajo. Actualmente existen suficientes pruebas para inferir una relación causal entre la contaminación atmosférica por partículas y muertes por causas respiratorias en el periodo post-neonatal (Lacasana et al., 2005; WHO, 2004c). Obviamente, las muertes a una edad temprana afectan considerablemente a la esperanza de vida de la población.

Este trabajo tampoco se centró en grupos sensibles de la población. El estudio de la ACS (Pope et al., 2002) concluyó que existía un mayor riesgo entre las personas con menor nivel educativo. En este sentido, cabe señalar que la cohorte de la ACS incluye, en relación con la población de EE. UU. en su conjunto, una escasa representación de las personas con menor nivel educativo, por lo que, sin duda, los riesgos globales estarían subestimados.

En relación con las FER, se han empleado las más recientes y las mejor establecidas, que procedían del estudio más potente de la exposición a largo plazo de PM_{2,5} (Pope et al., 2002). Se trata de una actualización de la cohorte de la ACS que cubría 319.000 adultos de 51 ciudades de EE. UU., que duplicó el tiempo de seguimiento a más de 16 años, que controlaba por factores de confusión y que utilizaba los avances más recientes en modelos estadísticos. El análisis de la ACS contemplaba la variación en la contaminación ambiental a nivel de área metropolitana en los EE. UU. Se trata de unidades grandes en términos geográficos y de población. Los resultados de los nuevos análisis confirmaron las asociaciones observadas en el estudio anterior.

Una serie de estudios de cohorte, donde la contaminación se caracterizó a menor escala espacial, proporcionan la principal evidencia de que la estimación del 6% no puede ser demasiado alta. Estudios como el de Hoek (2002), el de Jerret (2002) o el de Willis (2003) (Hoek et al., 2002; Jerrett et al., 2005; Willis et al., 2003) encuentran de forma consistente coeficientes más altos, con aumentos en el riesgo de mortalidad del orden del 13%-17% por cada 10 µg/m³ de PM_{2,5}. Además, el estudio de Harvard de las Seis Ciudades (Dockery et al., 1993; Laden et al., 2006) también encuentra efectos de esta magnitud.

Resultados preliminares de dos estudios de cohortes europeas han sugerido que la mortalidad se asocia a largo plazo con la contaminación del aire relacionada con el tráfico, una de las principales fuentes de las PM_{2,5} (Hoek et al., 2002; Nafstad et al., 2003; Nafstad et al., 2004). La ausencia de FER robustas en Europa para la exposición a las PM_{2,5} a largo plazo llevó a considerar pertinente la transferencia de FER procedentes de estimaciones realizadas en EE. UU. a los países europeos (SCHER-Scientific Committee on Health and Environmental Risks, 2005). Sin embargo, la cuestión de si son transferibles las estimaciones de los EE. UU. a Europa suscita incertidumbres, ya que tanto la toxicidad de las partículas como las

características de la población podrían ser diferentes en los dos continentes. No obstante, la contribución general de las PM_{2,5} a la mezcla de partículas diésel del tráfico es mayor en Europa que en los EE. UU. y los resultados de los estudios de series temporales realizados en los dos continentes presentan mayores riesgos, por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM₁₀, en Europa que en los EE. UU. (Le Tertre et al., 2002a). Estos hechos sugieren que la aplicación del coeficiente de los EE. UU. en Europa podría subestimar, en lugar de sobre-estimar, el resultado obtenido en los estudios europeos.

Debe también prestarse especial atención cuando se aplican las FER a ciudades en las que las concentraciones de PM superan el rango del estudio original (Pope et al., 2002). Sin embargo, para la mayoría de las 23 ciudades estudiadas, el promedio anual de PM_{2,5} estaba dentro del rango del estudio de la ACS, con las excepciones de Bucarest y Tel Aviv. Además, la linealidad general observada en las FER dentro de los rangos estudiados proporciona cierta seguridad de que la extrapolación por encima de ellos no debe conducir a cometer graves errores en las estimaciones de las EIS (SCHER-Scientific Committee on Health and Environmental Risks, 2005).

La interpretación correcta de los resultados sobre la mortalidad anual supone considerar que los principales efectos de la contaminación del aire están asociados con la exposición a largo plazo. La mayoría de los efectos agudos sobre la mortalidad están incluidos en los efectos de la exposición a largo plazo y representan alrededor del 15% de los efectos crónicos, cuando se evalúan en términos del número de casos atribuibles (Medina et al., 2005). No obstante, no todos los efectos a corto plazo de la salud se incluyen en los impactos a largo plazo (Kunzli et al., 2001; Medina et al., 2004; Medina et al., 2005). En consecuencia, en nuestro estudio, la omisión de FER procedentes de series temporales también llevó a subestimar el impacto a corto plazo sobre la mortalidad.

Implicaciones políticas

En cuanto a los datos de la exposición, además de las redes existentes de monitorización de las PM₁₀, se recomienda la puesta en marcha de redes de monitorización en continuo de PM_{2,5} en todas las ciudades participantes de APHEIS, con el fin de proporcionar información fiable y regular de la exposición de la población a las PM_{2,5} del ambiente. Mientras tanto es necesario promover más investigación tanto en cada ciudad APHEIS como a nivel europeo, para establecer de forma más precisa los factores de corrección y conversión tanto locales como europeos.

En relación con los datos de salud, se deben realizar grandes avances en la mayoría de los países para reducir el tiempo necesario en la obtención de los datos validados de mortalidad y morbilidad de forma que sean comparables.

Además de la información sobre la contaminación atmosférica y los datos de salud, el desarrollo de la EIS precisa disponer de FER. Las cuestiones que se suscitan sobre la transferencia de las FER de un continente a otro se evitarían si se contara con estimadores de la exposición a largo plazo a las PM_{2,5} basados en estudios europeos. En este sentido, debe señalarse que una de las prioridades de la Comisión Europea en el VII Programa Marco de Investigación, en relación con la investigación sobre medio ambiente y salud, sería la puesta en marcha de un estudio de cohortes.

En cuanto a los escenarios propuestos en esta EIS, APHEIS-3 encontró que la reducción a 15 µg/m³ de los niveles de PM_{2,5} convertido produce un beneficio en términos de mortalidad total y por causas específicas de más de un 30% en comparación con el de una reducción a 20 µg/m³. APHEIS-3 también mostró que incluso pequeñas reducciones en el promedio anual de los niveles de PM_{2,5} (3,5 µg/m³) podrían ocasionar importantes beneficios para la salud pública.

Algunos países ya han establecido normas de calidad del aire de PM para proteger a los grupos más sensibles de la población, incluyendo a los bebés y los niños, los ancianos y las personas con enfermedad cardíaca o pulmonar. Por ejemplo, las normas establecidas sobre PM anual en California (12 µg/m³) son aún más estrictas para proteger la salud humana que las correspondientes a la EPA (15 µg/m³). Sin embargo, los estudios realizados en grandes poblaciones muestran fuertes efectos de PM_{2,5} sobre la mortalidad y dichos efectos se espera que ocurran incluso por debajo de esos niveles (ACS y extensión de la ACS en Los Angeles, (Jerrett et al., 2005). Además, en los estudios de los efectos agudos de las PM_{2,5} no se ha determinado un límite por debajo del cual no ocurran efectos (Schwartz et al., 2002) y los estudios de intervención más recientes (Clancy et al., 2002; Friedman et al., 2001; Hedley et al., 2002; Heinrich et al., 2002) indican que se produce un descenso de la mortalidad y la morbilidad después de la reducción de la contaminación del aire.

En conclusión, en el contexto del debate sobre la propuesta de la CE con respecto a los niveles de las PM_{2,5}, APHEIS añade un apoyo adicional a los argumentos de la OMS, que considera que *"es razonable suponer que una reducción de la contaminación del aire dará lugar a beneficios considerables para la salud"* (WHO, 2004a). Además, se espera que estos beneficios ocurran a niveles muy inferiores a los presentados actualmente en las ciudades europeas. La EIS desarrollada por APHEIS-3 muestra los beneficios que se producirían en la salud pública si el valor límite de PM_{2,5} se estableciera en 15 µg/m³. Sin embargo, debido a que puede esperarse que se produzca un impacto significativo para la salud incluso con exposiciones inferiores a 15 µg/m³, se aconseja intentar lograr mayores reducciones en los niveles de PM_{2,5} allí donde sea factible.

**8. LA REDUCCIÓN DE LOS NIVELES DE LAS
PARTÍCULAS FINAS DEL AMBIENTE PODRÍA
MEJORAR SUSTANCIALMENTE LA SALUD:
EVALUACIÓN DE IMPACTO EN LA MORTALIDAD
EN 26 CIUDADES EUROPEAS**

8.1 Introducción

La legislación de la calidad del aire de la Unión Europea se basa actualmente en varias directivas, donde se establecen los límites para los principales contaminantes atmosféricos. A pesar de la efectividad de las políticas de reducción de niveles contaminantes en el pasado, todavía deben realizarse importantes esfuerzos para disminuir las emisiones, reduciendo así los riesgos observados en la salud. Con respecto al impacto en la salud, la contaminación del aire ocasionada por las PM constituye un factor medioambiental importante que afecta a la salud humana. Además, no está establecido ningún nivel seguro de exposición, es decir, no ha sido identificado un umbral por debajo del cual no se observen efectos adversos en la salud (WHO, 2003). Las partículas de especial preocupación para la salud son las PM_{2,5}. Estas partículas ocasionan un deterioro en la salud tanto a corto como a largo plazo, incluyendo también efectos sustanciales sobre la esperanza de vida. Recientemente Pope y Dockery (Pope and Dockery, 2006) han puesto de relieve la importancia de las PM_{2,5} desde una perspectiva de salud, indicando que esta fracción de tamaño tan pequeño es de gran importancia, probablemente más que las PM₁₀. En la práctica, el promedio anual se considera suficiente para representar a largo plazo las concentraciones medias de PM del ambiente (WHO, 2003).

La contaminación del aire por PM debe ser reducida para lograr una mayor protección de la salud pública. Los valores límite de PM₁₀ fueron regulados en la Directiva hija europea aprobada en 1999 (EU Directive, 1999). En ella se estableció un valor límite de 40 µg/m³ de PM₁₀ como promedio anual, que debía alcanzarse en el año 2005, y de 20 µg/m³ para el año 2010. Dicho valor límite de 20 µg/m³ no se ha implementado todavía, ya que no fue ratificado en 2005. Recientemente, como consecuencia del establecimiento de nuevas estrategias de reducción de las PM y de directivas europeas sobre la calidad del aire, se ha generado un amplio debate sobre los objetivos y los niveles apropiados de exposición. En septiembre de 2005, el programa CAFE de la CE dio a conocer la propuesta para una nueva Directiva de calidad del aire ambiente (European Commission, 2005a). Una de las principales características del programa CAFE ha sido el reconocimiento, en base a la evidencia científica disponible, de la importancia de medir las partículas finas para contar con un indicador más apropiado para determinar los efectos en salud. El proyecto de la Directiva contemplaba, para PM_{2,5}, un nivel medio anual preceptivo de 25 µg/m³ como “tope de concentración”, que debía cumplirse en el año 2010. Este hecho ha generado un amplio debate sobre la regulación de los valores de PM_{2,5} más convenientes para proteger a la población del riesgo a esta exposición. Por otro lado, distintas instituciones ya han propuesto objetivos más ambiciosos de reducción de las PM_{2,5}. El PE estaba a favor de proponer, como valor objetivo, 20 µg/m³ de PM_{2,5} para el año 2010 (European Parliament, 2006). Paralelamente, la EPA ha regulado el nivel de 15 µg/m³ en la norma equivalente para los EE. UU. (US EPA, 2006) y la directriz de la OMS señala el valor de 10 µg/m³ (WHO, 2005b). Esta discrepancia refleja los diferentes grados de ambición de las distintas instituciones internacionales en su afán de preservar la salud pública.

La EIS ha sido definida por la OMS como *"una combinación de procedimientos y métodos por los cuales una política, programa o proyecto pueden ser juzgados por los efectos que pueden ocasionar sobre la salud de la población"* (WHO, 1999b). Los estudios de EIS han demostrado ser informativos y eficaces para la comunicación con el público en general y con los responsables políticos. En el campo de la contaminación del aire, se han evaluado los impactos en la salud, proporcionando estimaciones tanto de la carga de enfermedad atribuible a la contaminación del aire (Cohen et al., 2005; Kunzli et al., 2000) como de los beneficios potenciales de las políticas impulsadas para mejorar la calidad del aire (Boldo et al., 2006).

En este contexto, la red APHEIS (www.apheis.net) ha estimado los beneficios potenciales en términos de muertes prematuras por todas las causas que podrían prevenirse mediante la reducción de los niveles anuales de PM_{2,5} a 25, 20, 15 y 10 µg/m³ en 26 ciudades europeas. Estos niveles de concentración de PM_{2,5} se eligieron como diferentes escenarios de reducción según las cifras descritas anteriormente.

8.2 Material y métodos

Este estudio utilizó la metodología de la OMS para la EIS (WHO, 2000; WHO, 2001) y las directrices de APHEIS para la recogida y análisis de datos (Medina et al., 2004; Medina et al., 2005). Las 26 ciudades de la red APHEIS proporcionaron los datos de población, las muertes por todas las causas, la media anual de las concentraciones de PM₁₀, así como la información sobre los métodos de medición. Los datos de salud y de la exposición estaban disponibles para los años 2001 o 2002 (Tabla 1).

Tabla 1. Datos demográficos y medioambientales de las ciudades APHEIS.

Ciudad APHEIS	Año de los datos	Datos de mortalidad y demográficos			PM ₁₀			PM _{2,5}	
		Muertes anuales >30 años	Población > 30 años	Tasa de mortalidad >30 años (x1000)	Método de medida (a)	Niveles de PM ₁₀ medidos (media anual en µg/m ³)	Factor de corrección (b)	Factor de conversión de PM ₁₀ a PM _{2,5} (c)	PM _{2,5} convertido (media anual en µg/m ³)
Atenas	2001	28.407	2.023.945	14,04	Atenuación β	52,1	1,3*	0,46	31,2
Barcelona	2002	16.385	1.033.376	15,86	Gravimétrico	39,7	1	0,6	23,8
Bilbao	2002	6.145	483.690	12,70	Absorción radiación β	36,2	1,2	0,5 [#]	21,7
Burdeos	2001	4.819	355.470	13,56	TEOM (50°C)	21,0	**	0,67	16,9
Budapest	2001	24.291	1.137.019	21,36	PST – atenuación β	22,2	***	0,5 [#]	14,4
Cracovia	2001	6.783	446.727	15,18	Calibración de radiación β	42,2	1	0,8	33,8
Dublin	2002	4.099	269.201	15,23	Gravimétrico	24,0	1	0,3	7,2
Gotemburgo	2002	4.557	291.234	15,65	TEOM (50°C)	17,8	1,2	0,5 [#]	10,7
Hamburgo	2001	17.651	1.176.425	15,00	TEOM. Absorción β	19,1	1,3*	0,5 [#]	12,4
Le Havre	2001	2.210	148.864	14,85	TEOM (50°C)	21,4	**	0,5 [#]	12,0
Lille	2001	6.090	586.349	10,39	TEOM (50°C)	21,4	**	0,66	17,8
Lisboa	2002	17.895	1.215.742	14,72	Atenuación β	28,8	1,11	0,48	15,4
Liubliana	2001	2.632	170.852	15,41	TEOM (50°C)	29,5	1,3*	0,5 [#]	19,2
Londres	2001	54.576	4.166.772	13,10	TEOM	13,1	1,3*	0,5 [#]	8,5
Lyon	2001	5.763	456.298	12,63	TEOM	22,2	**	0,5 [#]	13,0
Madrid	2002	25.692	1.952.919	13,16	Atenuación β	33,3	1,0	0,51	17,0
Marsella	2001	7.794	527.824	14,77	TEOM (50°C)	29,0	**	0,65	20,1
París	2001	42.983	3.664.892	11,73	TEOM	22,4	**	0,5 [#]	13,5
Praga	2001	13.017	756.713	17,20	Absorción radiación β	26,2	1,3*	0,5 [#]	22,1
Roma	2001	21.439	1.754.427	12,22	Calibración de radiación β	47,3	1,3*	0,5 [#]	30,5
Rotterdam	2001	6.295	360.594	17,46	Calibración de radiación β	28,5	1,3*	0,6	22,2
Ruán	2001	3.533	252.908	13,97	TEOM (50°C)	21,4	**	0,5 [#]	11,1
Sevilla	2001	5.694	416.364	13,68	Atenuación radiación β	40,5	1,13	0,5 [#]	22,9
Estocolmo	2002	10.625	745.567	14,25	TEOM (50°C)	15,2	1,2	0,65	11,8
Toulouse	2001	4.410	388.010	11,37	TEOM (50°C)	22,0	**	0,65	16,3
Viena	2002	16.652	1.052.083	15,83	Gravimétrico	30,0	1	# #	16,5

(a) TEOM: Tapered Element Oscillating Microbalance. PST: partículas totales en suspensión.

(b) El factor de corrección por defecto (1,3) se aplicó cuando no había disponible un factor local (ciudades señaladas con *). Las ciudades francesas utilizaron los coeficientes de regresión de medidas de PM₁₀ paralelas (ciudades señaladas con **). *** PM₁₀=PST*0,58.

(c) El factor de conversión por defecto (0,5) (ciudades señaladas con #) se aplicó cuando no había disponible un factor local. # # PM_{2,5} estimado mediante modelos locales.

Aunque se disponga de datos fiables de la población, de los eventos en la salud y de la exposición, debe prestarse atención a las incertidumbres que supone la estimación de los efectos de la contaminación del aire sobre la salud (Ostro B, 2004; WHO, 2000; WHO, 2005b). Asumiendo que la relación entre las partículas y la mortalidad es causal, las principales incertidumbres que podrían surgir en este trabajo son la selección de la estimación del riesgo y los métodos para la obtención de niveles de PM_{2,5}. Teniendo en cuenta la influencia de estas decisiones en las estimaciones del impacto atribuible a PM_{2,5}, se decidió adoptar un enfoque conservador, que denominamos "al menos", y que se basaba en la elección de la alternativa que proporcionara el menor impacto (Kunzli et al., 2000).

Las FCR para la mortalidad total en personas mayores de 30 años procedían del estudio de Pope y colaboradores (Pope et al., 2002) realizado en el marco de la ACS. Éste es el mayor estudio de cohortes que ha evaluado los efectos a largo plazo de la contaminación del aire en la salud. Los datos sobre factores de riesgo de aproximadamente medio millón de adultos seguidos desde 1982 hasta 1998 fueron relacionados con los datos de contaminación del aire de las zonas metropolitanas de los EE. UU. y combinados con el estado vital y la causa de muerte. Las concentraciones de PM_{2,5} se midieron en los periodos 1979-1983 y 1999-2000. Los modelos se calcularon por separado para cada uno de los dos periodos de medición de PM_{2,5} y también para el promedio de ellos. El RR de morir por todas las causas por cada 10 µg/m³ de exposición crónica a las PM_{2,5} fue de 1,06 (IC 95%: 1,02-1,11) en el periodo 1999-2000, y de 1,04 (IC 95%: 1,01-1,08) para el periodo 1979-1983. En este trabajo se ha seleccionado este último RR como la opción comentada "al menos" y el anterior RR para llevar a cabo el análisis de sensibilidad. Las estimaciones publicadas de Pope (Pope et al., 2002) se basaron en funciones lineales de la mortalidad de la población mayor de 30 años con un rango de exposición entre 10 y 30 µg/m³. Esto se corresponde a los rangos incluidos en nuestro estudio (Tabla 1), para el que también se utilizó un modelo lineal para la población mayor de 30 años.

Las mediciones de PM₁₀ obtenidas por métodos automáticos (Atenuación β y TEOM) se corrigieron para ajustarlas a los métodos gravimétricos utilizados por Pope y sus colaboradores (Pope et al., 2002). Posteriormente, estas mediciones se convirtieron a PM_{2,5} mediante un factor de conversión local, que oscilaba entre 0,3 y 0,8. En el caso de que no hubiera disponible un factor local, se aplicaba el límite inferior del rango (0,5 a 0,8) de la relación PM_{2,5}/PM₁₀ para las ciudades europeas (Ostro B, 2004; WHO, 2005b). Con el fin de analizar la sensibilidad de las estimaciones, en las ciudades que no disponían de factor local se empleó, además del valor de 0,5 ya comentado, el factor de conversión por defecto (0,7) de acuerdo con la recomendación europea (European Commission, 2005a; Van Dingenen et al., 2004).

Para cada ciudad y para el conjunto de las 26 ciudades se estimaron los casos atribuibles y la reducción potencial (en porcentaje) de la mortalidad para cada escenario. Los RR para cada ciudad (i) y escenario (j) se calcularon como $RR_{ij} = \exp [\beta \times C_{ij}]$ (Pope et al., 2002), siendo β el coeficiente de regresión para un aumento de 1 µg/m³ y C_{ij} la diferencia entre la concentración

real en la ciudad (i) y el nivel de concentración de PM_{2,5} en cada escenario (j). Suponiendo que toda la población está expuesta a la concentración media de una ciudad, la fracción atribuible (FA) para estimar el impacto del cambio de la exposición se calculó como:

$$FA_{ij} = (RR_{ij} - 1) / RR_{ij}$$

Para calcular el número esperado (NE) de las muertes atribuibles a la contaminación del aire, la FA_{ij} se aplicó al número total de muertes entre personas mayores de 30 años en cada ciudad. Por lo tanto, el número esperado de muertes atribuibles en cada ciudad y escenario fue:

$$NE_{ij} = \text{Número de muertes en la ciudad } i \text{ para el escenario } j \times FA_{ij}$$

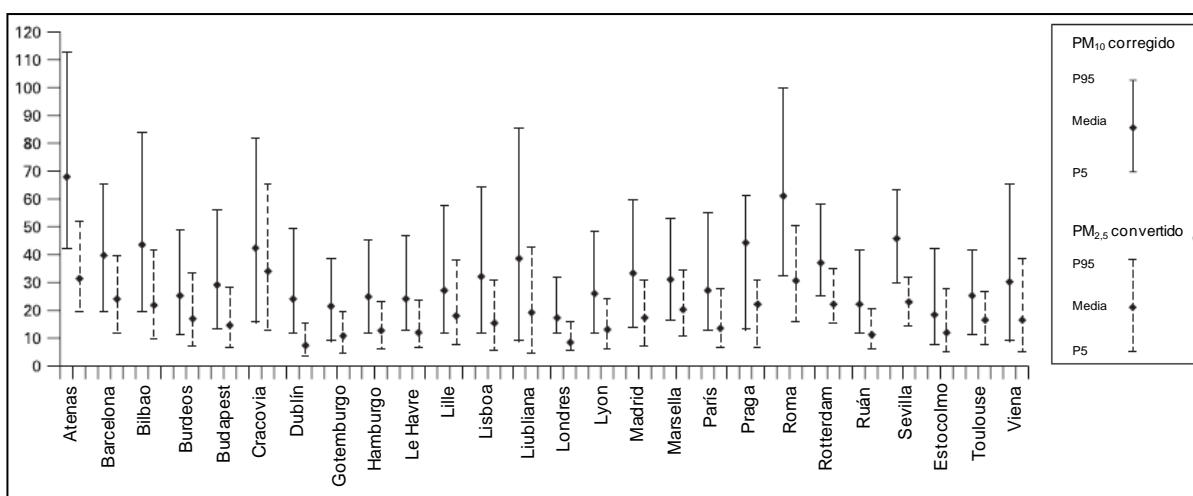
En este estudio denominamos estas muertes como "prematuras" porque se asume que la exposición a la contaminación del aire provoca estas muertes antes de lo esperado. Para el cálculo de la reducción proporcional esperada en la mortalidad, se dividió este número por el número total de muertes entre personas mayores de 30 años en cada ciudad. Para las estimaciones combinadas, se obtuvo el número de muertes atribuibles en las 26 ciudades y se dividió por el número total de muertes de mayores de 30 años en el conjunto de ciudades.

Para poder comparar con las evaluaciones de impacto anteriores, se utilizaron las estimaciones centrales y el IC al 95% de las FCR. Por último, para describir cuantitativamente el rango de las incertidumbres se llevó a cabo un análisis de sensibilidad de las asunciones más relevantes.

8.3 Resultados

Los niveles medios anuales de PM₁₀ corregidos presentaron un rango desde 17 hasta 61 µg/m³ (Figura 1). Los valores de PM_{2,5} derivados de la aplicación de 0,5 como factor de conversión oscilaron desde 7,2 hasta 33,8 µg/m³. Londres y Dublín estimaron un nivel medio anual de PM_{2,5} por debajo de 10 µg/m³, mientras que Atenas, Cracovia y Roma alcanzaron concentraciones superiores a 25 µg/m³.

Figura 1. Niveles anuales de PM₁₀ corregido y PM_{2,5} convertido para cada ciudad del programa APHEIS (factor de conversión por defecto: 0,5).



La Tabla 2 muestra las estimaciones de la disminución en las tasas anuales de mortalidad en los mayores de 30 años para los diferentes escenarios de reducción de los niveles de PM_{2,5} en cada una de las 26 ciudades, siguiendo el enfoque más conservador ("al menos"), es decir, aplicando el RR: 1,04 (IC 95%: 1,01-1,08) para un incremento de 10 µg/m³ de exposición crónica (anual) a las PM_{2,5} y 0,5 como la ratio de conversión por defecto de PM_{2,5}. Esta tabla ilustra la magnitud de los posibles beneficios en los diferentes escenarios y ciudades, en función de su nivel anual de partículas y la tasa de referencia de la mortalidad. Si no cambiaran el resto de condiciones y si los niveles anuales de PM_{2,5} fueran reducidos a 10 µg/m³, todas las ciudades excepto Dublín y Londres se beneficiarían, con una reducción porcentual en la mortalidad prematura que osciló desde el 0,3% (Estocolmo) a 9,0% (Cracovia). Considerando todas las ciudades, la reducción media de la carga total de mortalidad entre las personas mayores de 30 años sería del 3,0% (IC 95%: 0,8-5,8%). En el caso de que la reducción de PM_{2,5} fuera hasta 15 µg/m³, la cifra sería de un 1,6% (0,4 a 3,1%). Los beneficios en salud disminuyen claramente cuando los escenarios de reducción son menos ambiciosos, descendiendo hasta 0,8% (0,2-1,6%) y 0,4% (0,1-0,8%) para las reducciones de PM_{2,5} hasta 20 y 25 µg/m³, respectivamente.

Tabla 2. Reducción potencial en la tasa de muerte prematura por 100.000 (intervalo de confianza 95%) y porcentaje de reducción en la carga total de la mortalidad prematura (intervalo de confianza 95%) en personas >30 años para diferentes escenarios de reducción de PM_{2,5}.

Ciudad	Reducción hasta 25 ¹		Reducción hasta 20 ²		Reducción hasta 15 ³		Reducción hasta 10 ⁴	
	Muertes/100.000/ año (IC 95%)	Reducción porcentual (IC 95%)	Muertes/100.000/ año (IC 95%)	Reducción porcentual (IC 95%)	Muertes/100.000/ año (IC 95%)	Reducción porcentual (IC 95%)	Muertes/100.000/ año (IC 95%)	Reducción porcentual (IC 95%)
Atenas	34 (9-67)	2,4 (0,6-4,8)	61 (16-120)	4,4 (1,1-8,5)	88 (22-170)	6,3 (1,6-12,1)	114 (29-218)	8,1 (2,1-15,5)
Barcelona	0	0,0	24 (6-47)	1,5 (0,4-3,0)	55 (14-108)	3,5 (0,9-6,8)	85 (22-165)	5,4 (1,4-10,4)
Bilbao	0	0,0	9 (2-17)	0,7 (0,2-1,4)	34 (9-66)	2,6 (0,7-5,2)	58 (15-113)	4,6 (1,2-8,9)
Burdeos	0	0,0	0	0,0	10 (3-21)	0,8 (0,2-1,5)	37 (9-73)	2,7 (0,7-5,4)
Budapest	0	0,0	0	0,0	0	0,0	37 (9-74)	1,8 (0,4-3,5)
Cracovia	52 (13-102)	3,4 (0,9-6,7)	81 (21-158)	5,3 (1,4-10,4)	110 (28-211)	7,2 (1,9-13,9)	137 (36-262)	9,0 (2,3-17,2)
Dublin	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0
Gotemburgo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4 (1-9)	0,3 (0,1-0,6)
Hamburgo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	14 (4-29)	1,0 (0,2-1,9)
Le Havre	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12 (3-23)	0,8 (0,2-1,6)
Lille	0	0,0	0	0,0	12 (3-23)	1,1 (0,3-2,2)	32 (8-63)	3,1 (0,8-6,1)
Lisboa	0	0,0	0	0,0	2 (1-4)	0,1 (0,0-0,3)	31 (8-62)	2,1 (0,5-4,2)
Liubliana	0	0,0	0	0,0	26 (6-51)	1,7 (0,4-3,3)	56 (14-109)	3,6 (0,9-7,1)
Londres	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0
Lyon	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15 (4-29)	1,2 (0,3-2,3)
Madrid	0	0,0	0	0,0	10 (3-20)	0,8 (0,2-1,6)	36 (9-71)	2,7 (0,7-5,4)
Marsella	0	0,0	1 (0-1)	0,0 (0,0-0,1)	30 (7-59)	2,0 (0,5-4,0)	58 (15-114)	3,9 (1,0-7,7)
París	0	0,0	0	0,0	0	0,0	16 (4-32)	1,4 (0,3-2,8)
Praga	0	0,0	14 (4-29)	0,8 (0,2-1,7)	48 (12-95)	2,8 (0,7-5,5)	81 (21-158)	4,7 (1,2-9,2)
Roma	27 (7-52)	2,2 (0,5-4,3)	50 (13-98)	4,1 (1,0-8,0)	73 (19-142)	6,0 (1,5-11,6)	96 (25-184)	7,9 (2,0-15,1)
Rotterdam	0	0,0	16 (4-31)	0,9 (0,2-1,8)	50 (13-98)	2,8 (0,7-5,6)	83 (21-162)	4,8 (1,2-9,3)
Ruán	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6 (2-12)	0,4 (0,1-0,9)
Sevilla	0	0,0	16 (4-31)	1,1 (0,3-2,3)	42 (11-83)	3,1 (0,8-6,1)	69 (17-133)	5,0 (1,3-9,8)
Estocolmo	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10 (3-21)	0,7 (0,2-1,4)
Toulouse	0	0,0	0	0,0	6 (1-11)	0,5 (0,1-1,0)	28 (7-55)	2,5 (2,6-4,9)
Viena	0	0,0	0	0,0	10 (2-19)	0,6 (0,2-1,2)	41 (10-80)	2,6 (0,7-5,1)
Total	5 (1-11)	0,4 (0,1-0,8)	12 (3-23)	0,8 (0,2-1,6)	22 (6-43)	1,6 (0,4-3,1)	41 (11-80)	3,0 (0,8-5,8)

1. Reducción de la actual media anual de PM_{2,5} hasta 25 µg/m³: valor límite propuesto por el programa CAFE y la Comisión Europea.

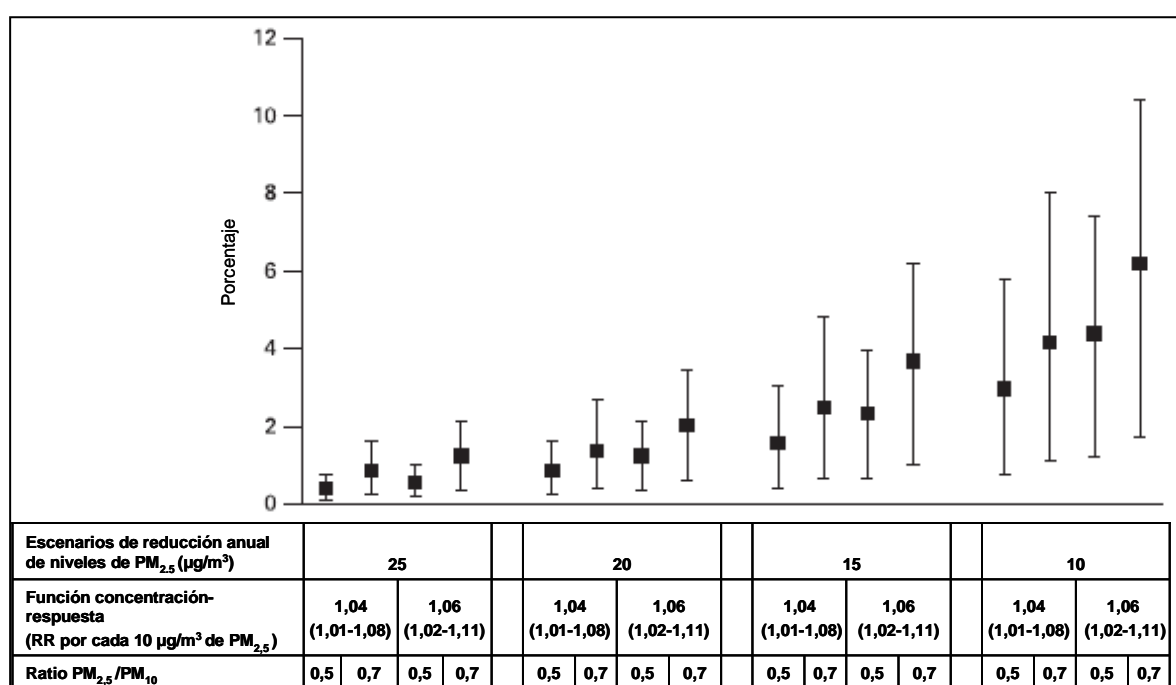
2. Reducción de la actual media anual de PM_{2,5} hasta 20 µg/m³: valor objetivo propuesto por el Parlamento Europeo.

3. Reducción de la actual media anual de PM_{2,5} hasta 15 µg/m³: estándar de la EPA.

4. Reducción de la actual media anual de PM_{2,5} hasta 10 µg/m³: directrices de la OMS.

La Figura 2 presenta los resultados del análisis de sensibilidad de las estimaciones de posibles reducciones en la mortalidad prematura en mayores de 30 años, combinados para las 26 ciudades APHEIS y utilizando la opción alternativa tanto para las FCR (1,06; IC 95%: 1,02-1,11) como para el factor de conversión (0,7). Cuando estas dos últimas opciones se aplican en el mismo modelo, las estimaciones de reducción de las muertes prematuras se doblan. Una reducción de los niveles de PM_{2,5} hasta 10 µg/m³ evitaría 6,2% de la carga total de mortalidad (95% IC 1,7-10,4%). La reducción de las concentraciones de PM_{2,5} a 15, 20 y 25 µg/m³ lograría un descenso de la carga de mortalidad en un 3,7% (1,0-6,2%), un 2,0% (0,6 hasta 3,4%) y 1,2% (0,3 a 2,1%), respectivamente.

Figura 2. Análisis de sensibilidad de las reducciones potenciales en las muertes totales anuales (estimación central e IC 95%) de mayores de 30 años en las 26 ciudades APHEIS para distintos escenarios de disminución de los niveles anuales de PM_{2,5}.



8.4 Discusión

Este estudio ilustra el descenso de muertes prematuras que podría lograrse mediante la reducción anual de los niveles de PM_{2,5} en las ciudades europeas. En concreto, considerando el enfoque más conservador ("al menos") en las 26 ciudades APHEIS, con más de 40 millones de habitantes, la reducción del promedio de los niveles anuales de PM_{2,5} a 15 µg/m³ podría suponer una disminución de la carga total de mortalidad de las personas mayores de 30 años cuatro veces mayor que la reducción de la mortalidad que se lograría mediante la reducción a 25 µg/m³ (reducción de 1,6% frente a 0,4%) y dos veces mayor que una reducción a 20 µg/m³. El porcentaje de disminución de la mortalidad podría aumentar hasta más de siete veces si los niveles de PM_{2,5} se redujesen a 10 µg/m³ (3,0% versus 0,4%).

Cuestiones metodológicas

Varias limitaciones pueden afectar a las estimaciones de la EIS, entre las que cabe destacar distintas fuentes de incertidumbre y variabilidad. Un problema común es el de la evaluación de la exposición, en concreto, la posibilidad de comparación entre las ciudades participantes. En nuestro estudio no se disponía de mediciones directas de PM_{2,5} en más de la mitad de las ciudades. Sin embargo, un estudio previo mostró que los niveles de PM_{2,5} convertidos a partir de PM₁₀ fueron muy similares a los niveles medidos de PM_{2,5} en 12 ciudades en las que se contaba con ambas medidas (Medina et al., 2005). En el presente trabajo, los factores de conversión de PM₁₀ a PM_{2,5} mostraron heterogeneidad en las ciudades, con un rango que oscilaba entre 0,3 a 0,8 y, entre otras razones, este hecho nos llevó a realizar el análisis de sensibilidad con dos factores de conversión por defecto. La precisión de estas estimaciones mejorará cuando se disponga de forma rutinaria de mediciones directas y fiables de los niveles de PM_{2,5} en más ciudades.

La elección de las funciones concentración-respuesta (FCR) es una decisión determinante en el proceso de la EIS. En consonancia con las directrices y la EIS anterior, se emplearon las estimaciones de estudios de cohortes para capturar los efectos a largo plazo (Boldo et al., 2006; Cohen et al., 2005; Kunzli et al., 2000; Medina et al., 2005; WHO, 2005b). Aunque hemos utilizado las estimaciones del estudio de la Sociedad Americana contra el Cáncer (ACS) realizado en EE. UU., es de señalar que también varios estudios europeos longitudinales han demostrado recientemente resultados consistentes con una relación causal entre la exposición a largo plazo a la contaminación atmosférica y la mortalidad en Europa (en Francia (Filleul et al., 2005), en los Países Bajos (Hoek et al., 2002), en Noruega (Nafstad et al., 2003) y en Alemania (Gehring et al., 2006). Por otra parte, los re-análisis de los datos de la ACS considerando solo los participantes del sur de California y utilizando una clasificación más detallada de la exposición (Jerrett et al., 2005), así como la actualización del conocido estudio de las Seis Ciudades de los EE. UU. (Laden et al., 2006), han proporcionado estimaciones más elevadas que el estudio original de la ACS. El aumento porcentual de la mortalidad total estimada en la ACS para un incremento de 10 µg/m³ de PM_{2,5} fue de aproximadamente 6%, mientras que en otros estudios recientes de gran alcance, este porcentaje presentaba un rango entre 15% y 18%. Estas nuevas evidencias también han sido reflejadas en una consulta que la US EPA realizó a expertos (IEc, 2006). Se desarrollaron entrevistas estandarizadas y protocolos estructurados para conocer el criterio de cada uno de los doce expertos seleccionados en relación con la causalidad, así como la distribución de probabilidad de las FCR. Se concluyó que la interpretación más apropiada de la literatura existente sería considerar un vínculo causal en la asociación observada entre la contaminación del aire y la mortalidad, así como que las mejores estimaciones de las FCR serían más altas que la aplicada en esta EIS. En este sentido, un meta-análisis que combinó resultados de estudios americanos y europeos en relación con los efectos de la contaminación del aire por partículas en la mortalidad de adultos (Roosli et al., 2005), estimó un riesgo relativo de 1,059 (IC 95%:

1,031 a 1,088) por cada 10 µg/m³ de concentración de PM₁₀, que dependiendo de la relación de PM_{2,5}/PM₁₀ considerada (0,7 o 0,5), es de 1,4 o 2 veces mayor que la FCR más elevada (1,06; IC 95%: 1,02 a 01,11), usada para las PM_{2,5}. Por lo tanto, se concluye que los beneficios en la salud esperados por una mejora en la calidad del aire serían probablemente más elevados de lo que se expresan en este estudio.

El uso del término "muerte atribuible" puede ser objeto de debate. Es preciso señalar que la reducción de la contaminación del aire, similar al caso del abandono del hábito tabáquico, no puede prevenir la muerte, sino que en todo caso sólo se pospone el momento en el que acaece. Como en el caso del tabaquismo, las personas que no están expuestas o que están menos expuestas experimentan una ganancia en esperanza de vida. Sin embargo, la expresión de "muerte atribuible" sigue siendo de utilidad para comunicar la carga de enfermedad debida a la calidad del aire. Esto también se apoya en los estudios de intervención, como el de la prohibición del empleo de carbón en Dublín, en el que se observó que una disminución en la contaminación del aire se siguió de una reducción del número de muertes en los años posteriores a dicha prohibición (Clancy et al., 2002). La mortalidad atribuible y la pérdida de la esperanza de vida son medidas de salud interrelacionadas entre sí, dado que la derivación de la esperanza de vida depende de las tasas de mortalidad observadas en la población. Un estudio previo de la red APHEIS estimó que una reducción mantenida de los valores medios anuales de PM_{2,5} a 15 µg/m³ se traduciría en ganancias sustanciales en la esperanza de vida (Boldo et al., 2006). Dependiendo de la ciudad, el aumento de la esperanza de vida sería de entre un mes y algo más de dos años. De este modo, cuanto mayor es la reducción de la concentración de PM_{2,5}, mayor es el beneficio esperado en la salud.

En este estudio el impacto en la salud y la evaluación de los beneficios se han realizado utilizando las PM_{2,5} como un indicador de la mezcla compleja de la contaminación del aire. Aunque se ha sugerido que las fracciones específicas de PM, como por ejemplo las partículas primarias derivadas de la combustión (hollín) en combinación con el dióxido de nitrógeno de los vehículos de motor, son más importantes para la toxicidad y los efectos adversos para la salud (Zanobetti and Schwartz, 2006), no ha sido posible cuantificar la contribución de distintas fuentes y diferentes componentes de PM. Las investigaciones continúan para establecer mejor la toxicidad específica de ciertas fracciones de PM, aunque la evidencia sobre los efectos de las PM en la salud, uno de los temas más documentados en epidemiología ambiental, está bien establecida y cada vez es más robusta. En la medida en que las PM_{2,5} son o serán objeto de las regulaciones de aire limpio, y dado que numerosos estudios epidemiológicos se basan en esta medida, es de relevancia política expresar el impacto en la salud usando también las PM_{2,5}.

Teniendo en cuenta las principales asunciones del modelo, se realizó un análisis de sensibilidad para tratar la incertidumbre de nuestras estimaciones. Las estimaciones de cada escenario varían dos veces como máximo, en comparación con nuestro enfoque 'al menos',

pero la comparación entre los escenarios se eleva hasta más de siete veces en la reducción potencial de la mortalidad para la disminución de los valores medios anuales de las PM_{2,5} a 25 µg/m³ en comparación con la reducción a 10 µg/m³. El análisis de sensibilidad indica que las estimaciones de base eran sensibles a la elección del coeficiente del estudio de la ACS y del valor predeterminado de la ratio PM_{2,5}/PM₁₀, aunque los cambios más importantes en las estimaciones se debían a la concentración de PM_{2,5} establecida como escenario elegido.

Cuestiones políticas relevantes

A pesar de las limitaciones descritas en la metodología de la EIS, su uso ha demostrado ser útil para estimar el impacto potencial para la salud de diferentes escenarios ambientales, facilitando el proceso de toma de decisiones en salud pública y en las políticas del medio ambiente (Mindell and Joffe, 2004). La reducción de niveles de PM_{2,5} en zonas urbanas en Europa podría resultar en una disminución sustancial en el número de muertes prematuras y en un aumento considerable en la esperanza de vida. Algunas de estas muertes se producirían en cuestión de horas después de alcanzar altas concentraciones de contaminación del aire (Murakami and Ono, 2006). Sin embargo, debe señalarse que el beneficio completo tal como se expresa en nuestros cálculos, incluidos los efectos subagudos y crónicos y los efectos con latencia prolongada, no es probable que se observe en el primer año. Un modelo basado en los estudios de contaminación del aire concluyó que, bajo la hipótesis más plausible, más del 80% del beneficio total anual en la reducción de la mortalidad podría llegar dentro de los siguientes 5 años (Roosli et al., 2005), pero en el ámbito del esfuerzo regulatorio multinacional el proceso podría ser más complejo y los cambios en la calidad del aire probablemente serían alcanzados en periodos más prolongados.

Nuestro estudio se limita a la cuantificación de los efectos sobre la salud de las PM_{2,5}, sin tener en cuenta las estrategias de reducción necesarias para lograr niveles más bajos, su viabilidad técnica o sus costes asociados. Otros estudios ya han analizado las implicaciones económicas, como un factor clave en la mayoría de las políticas ambientales. Basándose en estudios recientes que han calculado los beneficios económicos, la US EPA ha estimado que el cumplimiento de la norma anual de 15 µg/m³ de PM_{2,5} se traduciría en beneficios anuales que irían desde 20 mil millones de dólares a 160 mil millones de dólares (US EPA, 2006). En Europa, el análisis coste-beneficio de CAFE ha demostrado que los beneficios más elevados se esperan cuando la legislación vigente sobre las emisiones se lleve a cabo en todos los países de la UE. Si todos los Estados miembros cumplieran con sus obligaciones políticas respecto al clima en el marco del Protocolo de Kyoto y llevaran a cabo la aplicación de las políticas de reducción de gases de efecto invernadero desde 2000 hasta 2020, la reducción de la contaminación del aire podría reducir los costes anuales desde 89.000 millones de euros (63.500 millones de libras, 130.000 millones de dólares) hasta 183.000 millones de euros anuales para el año 2020 (CAFE, 2005b). Es evidente que la reducción de los niveles de

contaminación del aire no es una tarea fácil, pero los beneficios para la salud y para la economía han sido probados.

En el contexto del debate de la futura legislación europea sobre las PM, los hallazgos epidemiológicos son importantes porque: 1) no parecen indicar un umbral para los efectos en la salud de la población producidos por PM y 2) los ancianos, los niños y las personas con problemas respiratorios crónicos y con enfermedades cardiovasculares parecen estar en mayor riesgo si se exponen a las partículas. Las normas europeas de calidad del aire deben fijarse considerando los niveles precisos para proteger a los grupos más vulnerables de población. La elección de un futuro límite o de un valor objetivo para las PM_{2,5} es una decisión política basada en la voluntad de aceptar ciertos riesgos para la salud y los esfuerzos necesarios para evitarlos.

La contaminación del aire ha disminuido considerablemente en las últimas décadas en Europa. Sin embargo, la reducción de niveles de PM_{2,5} en zonas urbanas en Europa podría resultar en una disminución sustancial en el número de muertes prematuras y, posteriormente, en un aumento considerable en la esperanza de vida. Se necesita voluntad política para hacer frente a la contaminación del aire y para proteger adecuadamente la salud pública en Europa. En consecuencia, las normas propuestas por la comunidad científica y la OMS deben adoptarse tan pronto como sea posible. De hecho, nuestro estudio sitúa la discusión actual de los responsables de toma de decisiones en una postura ambigua. La mayoría de los proyectos de investigación que proporcionan la evidencia más fuerte para establecer un papel causal de la contaminación atmosférica en la morbilidad y mortalidad en Europa fueron financiados con fondos públicos, a menudo por la CE y por los organismos nacionales. La evidencia científica ha llevado a la OMS a proponer bajar los valores de la media anual de PM_{2,5} hasta 10 µg/m³. En áreas desarrolladas del mundo, las acciones para mejorar la calidad del aire se han convertido en objetivos políticos prioritarios. De esta manera, en California, la media anual de PM_{2,5} ha sido establecida como un valor obligatorio de 12 µg/m³ desde el año 2002. El objetivo básico de la nueva directiva de la UE es salvaguardar la salud, por lo tanto estándares más estrictos deberían ser adoptados, según lo propuesto por la comunidad científica y la OMS.

La consecución de los estándares sobre calidad del aire de la OMS, o al menos de los aprobados en California o en EE. UU., se traduciría en una reducción sustancial de la mortalidad en las ciudades europeas. Por lo tanto, estos estándares deberían ser adoptados lo antes posible.

9. EVALUACIÓN DE IMPACTO EN SALUD DE LA REDUCCIÓN DEL NIVEL DE PM_{2,5} EN ESPAÑA

9.1 *Introducción*

Existe un amplio consenso científico sobre el grave problema de salud pública que constituye la contaminación atmosférica (Pope and Dockery, 2006). Entre los contaminantes del aire destaca las PM y, especialmente, las partículas finas o PM_{2,5}. Estas partículas parecen estar relacionadas con los efectos más adversos para la salud, incluyendo el cáncer de pulmón y otras patologías de mortalidad cardiopulmonar (Peters et al., 2001; Pope et al., 2002). EE. UU. cuenta con una larga tradición en el estudio de los efectos en la salud de la exposición a largo plazo de las PM_{2,5}, todo ello gracias a la existencia de importantes estudios de cohortes (Dockery et al., 1993; Pope et al., 2002). En Europa, el interés por este contaminante es cada vez mayor, dado que los niveles de las PM_{2,5} están incrementándose notablemente en las últimas décadas, especialmente en las zonas urbanas (Perez et al., 2009). Este hecho, junto con la posibilidad reciente de medir este contaminante en grandes urbes europeas, ha permitido comenzar a realizar diversos estudios epidemiológicos (Brunekreef et al., 2009; Naess et al., 2007b), cuyos resultados preliminares están en la línea de los trabajos norteamericanos.

El conocimiento generado por los estudios epidemiológicos ha conducido a la adopción de distintas medidas de control de la contaminación atmosférica, con el fin de reducir los efectos negativos sobre la salud. Sin embargo, no es posible evaluar de manera directa la mayoría de las intervenciones en salud pública o los cambios de políticas sobre esta materia. En este contexto, la metodología de Evaluación de Impacto en la Salud (EIS) (WHO, 2000) es una herramienta valiosa, que está basada en las estimaciones disponibles que relacionan la exposición al contaminante con la enfermedad considerada. La metodología EIS puede ser empleada para estimar la reducción esperada en la morbi-mortalidad como consecuencia de diversos escenarios de mejora en la calidad del aire (Krzyzanowski et al., 2002; Martuzzi et al., 2003). Hasta ahora, en el ámbito europeo, la EIS ha permitido cuantificar los efectos sobre la salud esperados tras la reducción de la contaminación atmosférica urbana, principalmente mediante el descenso de la morbilidad y la mortalidad cardiovascular o respiratoria (Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006; Clancy et al., 2002; Medina et al., 2004; Wang et al., 2009).

En España, el proyecto de investigación SERCA se puso en marcha con el objetivo de realizar una EIS en este ámbito a nivel nacional, contando para ello con un equipo multidisciplinar en el que colaboraban investigadores cualificados en la modelización de la calidad del aire y profesionales del ámbito de la salud pública. Este proyecto proporcionó por primera vez estimaciones nacionales de las muertes que podrían evitarse en España, en el caso de que determinadas medidas de control de la contaminación del aire se llevaran a cabo.

La creciente demanda de herramientas que faciliten el cálculo de estimaciones de impacto en la salud en el área de la contaminación del aire ha llevado al desarrollo de software específico. Uno de los más conocidos es el programa de análisis y cartografía de beneficios ambientales

(BenMAP-Environmental Benefits Mapping and Analysis Program) (Abt Associates Inc, 2005; Abt Associates Inc, 2010a; Abt Associates Inc, 2010b), desarrollado por la US EPA para llevar a cabo EIS específicas y análisis de coste-beneficio de las normas de calidad del aire (Davidson et al., 2007; Fann et al., 2009). Este software integra por un lado una calculadora para el cómputo del impacto en salud y, por otro lado, un sistema de información geográfica (SIG). Este hecho permite la obtención de estimaciones globales de impacto (número de muertes evitables para el área de estudio), en combinación con la distribución geográfica del indicador de impacto elegido, todo ello para distintos escenarios simulados de cambios en la calidad del aire. Sin embargo, este software ha sido escasamente utilizado fuera de EE. UU. (Bae and Park, 2009; Tagaris et al., 2009).

En el marco del proyecto SERCA, el objetivo de este trabajo es realizar una evaluación preliminar del número total de muertes atribuibles a una reducción en las concentraciones de PM_{2,5} en España. Para ello se comparó un escenario de referencia en 2004, basado en el Inventario Nacional de Emisiones de España, con un escenario de control en 2011, con una reducción teórica de la exposición a PM_{2,5} fundamentada en la implantación de nuevas políticas de calidad del aire. Se utilizó el software BenMAP (versión 4.0.27) (Abt Associates Inc, 2005) como herramienta de cálculo de la EIS. Se presentan las ventajas y las dificultades que se encontraron en la adaptación de este software para su empleo en nuestro contexto.

9.2 Material y métodos

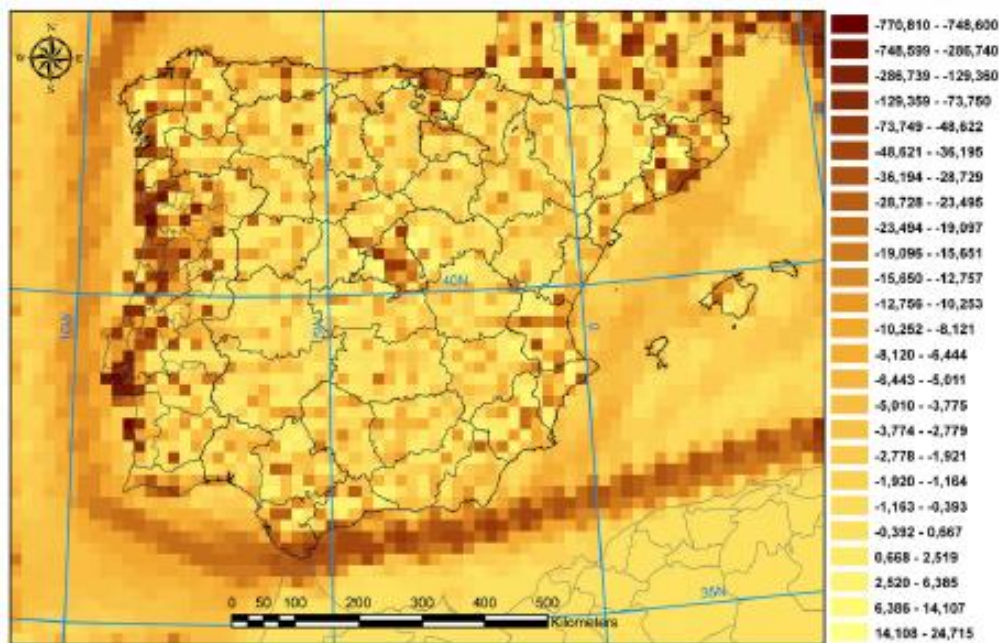
Escenarios de la contaminación del aire: 2004-2011

Para el desarrollo de la EIS, se definió un escenario de referencia, que correspondía al año 2004, y un escenario de control que simulaba la distribución de la contaminación en el año 2011, si las medidas de control de calidad del aire previstas en el año 2004 hubieran sido implementadas con éxito entre ambas fechas.

El escenario de referencia (2004) se calculó a partir del Inventario Nacional de Emisiones de España. El escenario de control (2011) se estimó a partir del escenario de referencia, siguiendo la metodología de las proyecciones de emisiones para España (Lumbreras et al., 2008) y asumiendo una disminución significativa de las emisiones de precursores de PM_{2,5} (por ejemplo, una reducción del 10,7% de las partículas primarias PM_{2,5}) debido a las medidas tecnológicas previstas en diversos sectores, como el transporte por carretera, la industria, la agricultura y la generación de energía (más detalles sobre el escenario de control y los niveles de emisión se pueden encontrar en el análisis preliminar llevado a cabo en (Orozco et al., 2009). El escenario de control reflejaba la situación futura más probable, dado que incluía los resultados esperados de los planes oficiales de reducción de la contaminación atmosférica y la legislación sectorial. En consecuencia, las emisiones y, por lo tanto, los cambios en la calidad del aire presentados en este trabajo deben ser contemplados como una evolución viable en el

horizonte temporal planteado. La Figura 1 ilustra la magnitud y la asignación de los cambios de emisión de PM_{2,5} en el territorio.

Figura 1. Cambio en las emisiones de PM_{2,5} (toneladas/año) entre el escenario de referencia y el escenario de control (2011-2004; los valores negativos representan reducción de las emisiones).



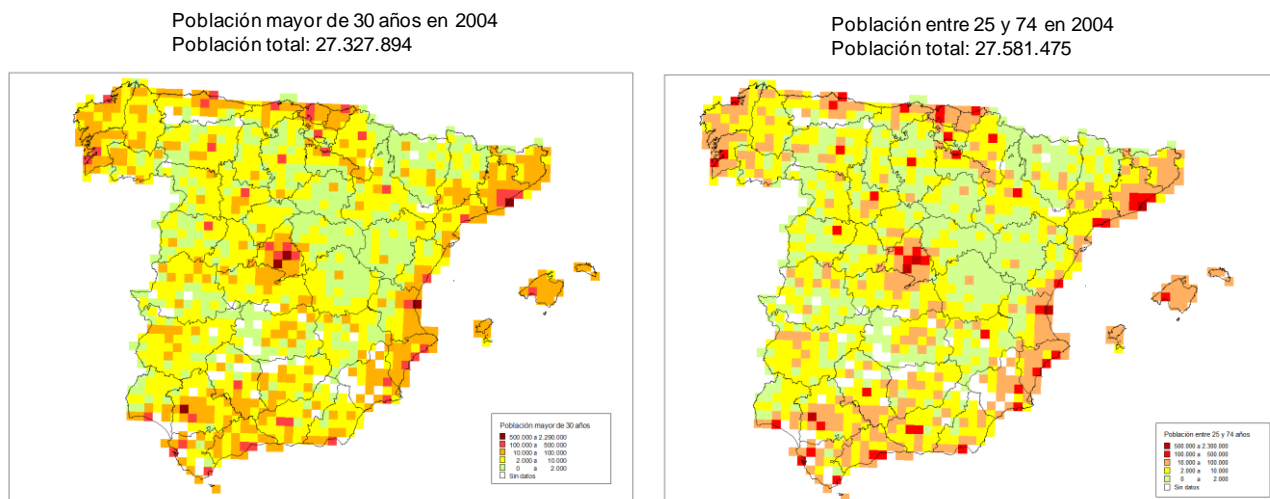
En ambos escenarios, las emisiones se procesaron inicialmente a través del sistema de modelado SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions) (Borge et al., 2008). Posteriormente, se les aplicó el modelo de la US EPA denominado CMAQ 4.6 (Byun and Schere, 2006; Byun and Ching, 1999) para simular los niveles de concentración de PM_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para toda la Península Ibérica, junto con las Islas Baleares, Ceuta y Melilla, con una cuadrícula que tenía una resolución espacial de $18 \times 18 \text{ km}^2$ (4.032 celdas). Dado que el dominio del modelo elaborado por el proyecto SERCA estuvo centrado en la Península Ibérica, el área de estudio contempló también las Islas Baleares, Ceuta y Melilla, pero no fue posible incluir las Islas Canarias para las estimaciones de esta EIS. En cada celda, los cambios de concentración en la contaminación del aire se calcularon restando los niveles de contaminación derivados de los dos modelos CMAQ (control - referencia), mediante la herramienta que se utilizó para las estimaciones de la EIS (BenMAP).

Población en riesgo y tasas de mortalidad para el escenario de referencia

Para cada municipio de España (8.109 núcleos municipales), el Instituto Nacional de Estadística proporcionó los datos de la población (Figura 2) y del número de fallecimientos por todas las causas de mortalidad, incluyendo las causas externas (Clasificación Internacional de Enfermedades, 10ª revisión [CIE-10], código A00-Y98), desglosados por grupos de edad de 5

años, todo ello para el periodo 2004-2006. Este periodo se seleccionó para evitar que nuestras estimaciones estuvieran sesgadas por la mortalidad relacionada con la ola de calor que afectó seriamente a España en el año 2003, a pesar de que estrictamente el intervalo no se corresponde con el punto medio del año considerado para la contaminación del aire (2004) (Martínez et al., 2004).

Figura 2. Distribución espacial de la población en España (2004).



A cada municipio se le asignaron las coordenadas geográficas que correspondían con su centroide municipal. Después, mediante un SIG se superpuso una cuadrícula idéntica a la utilizada para los modelos de calidad del aire. Posteriormente, se calculó el número de muertes y la población en cada celda. En las celdas que incluían más de un centroide municipal, se agregaban los datos de la mortalidad y de la población para obtener un único valor por cada celda. Finalmente, con el fin de conseguir estimaciones más estables para cada celda, se calculó el promedio anual de las tasas de mortalidad y la población utilizando los datos de los tres años del periodo de estudio. Estas estimaciones se realizaron de forma desglosada por grupos de edad de 5 años.

Selección de las funciones concentración-respuesta

De acuerdo con las recomendaciones realizadas por varios paneles científicos (National Research Council, 2002; US EPA, 2001), las estimaciones de efectos en la salud más adecuadas para nuestro propósito son las obtenidas a partir de estudios epidemiológicos de cohortes, específicamente diseñados para evaluar el impacto en salud de la exposición a largo plazo a PM_{2,5}. Se decidió seleccionar las FCR procedentes de los estudios de cohortes que cumplieran con los siguientes criterios de calidad: 1) que utilizaran las concentraciones de PM_{2,5} como principal fuente de exposición contaminante, 2) que cubrieran la población más amplia potencialmente expuesta, 3) que contaran con una especificación del modelo

correspondiente (por ejemplo, el control de la confusión debida a otros contaminantes), 4) que hubieran sido publicados en importantes revistas científicas.

Se identificaron dos estudios que cumplieron todos los criterios mencionados: las estimaciones para la cohorte de la Sociedad Americana contra el Cáncer (American Cancer Society-ACS) (Pope et al., 2002) y el último reanálisis de la cohorte de las Seis Ciudades de la Universidad de Harvard (Laden et al., 2006). La Tabla 1 muestra las principales características de los estudios epidemiológicos seleccionados para nuestro análisis EIS.

Tabla 1. Características principales de las funciones concentración-respuesta proporcionadas por BenMAP para la evaluación de impacto en salud de PM_{2,5}.

Estación	Métrica	Indicador de salud	Fórmula de impacto en salud ¹	Características del estudio			Coeficiente de regresión (β)		
				Autor	Localización	Población estudio (Grupos de edad)	Estimación media	Error estándar	Distribución β
Todo el año	Media diaria	Mortalidad por todas las causas (ICD-10: A00-Y98)	$(1 - \frac{1}{e^{(\beta * \Delta Q)}}) * M * P$	Pope et al. 2002	51 ciudades EE. UU.	500.000 (30-99 años)	5.8*10 ⁻³	2.1*10 ⁻³	Normal
				Laden et al. 2006	6 Ciudades EE. UU.	8.096 (25-74 años)	14.8*10 ⁻³	4.1*10 ⁻³	Normal

1. ΔQ: Cambio estimado en la concentración del contaminante atmosférico (PM_{2,5}) entre el escenario de referencia y el proyectado. M: Tasa de mortalidad en el escenario de referencia. P: Población potencialmente expuesta en el escenario de referencia.

Estimación del impacto en la salud mediante el software BenMAP

Como herramienta para los cálculos de la EIS, se utilizó el software diseñado por la US EPA denominado BenMAP (<http://www.epa.gov/air/BenMAP/>). Mediante este programa fue posible la estimación de las muertes atribuibles a los cambios en la calidad del aire. La metodología implementada en esta herramienta está descrita en detalle en otros trabajos (Fann et al., 2009). El BenMAP presenta la ventaja de ser compatible con los modelos de calidad del aire multiescala-multicontaminante (CMAQ-Community Multiscale Air Quality) de la US EPA. Este hecho facilita enormemente en el análisis de la EIS la incorporación de los escenarios de exposición a la contaminación atmosférica.

Dentro de los límites del territorio español y para cada celda de la cuadrícula, se introdujeron en el BenMAP el conjunto de datos para el escenario de referencia (cifras medias anuales de la población y de las tasas de mortalidad desglosadas por grupos de edad cada 5 años, así como

los niveles de PM_{2,5} estimados en 2004) y para el escenario de control (los niveles de PM_{2,5} estimados en 2011). En cada celda de la cuadrícula, el BenMAP emplea la estimación media del coeficiente de regresión (β) y el error estándar de cada FCR seleccionada. El programa calcula una distribución de las estimaciones puntuales del número de muertes atribuibles a los cambios de los niveles de PM_{2,5} entre los dos escenarios considerados. Los análisis fueron limitados a los grupos de edad de mayores de 30 años para la FCR de Pope (Pope et al., 2002), y de 25 a 74 años para la FCR de Laden (Laden et al., 2006). Para cada celda de la cuadrícula, se seleccionaron los percentiles 50, 5 y 95 de la distribución de estimaciones para proporcionar un rango de incertidumbre de los resultados de la EIS. Las cifras nacionales de muertes evitables se obtuvieron mediante la suma de todas las estimaciones de las celdas.

9.3 Resultados

De acuerdo con nuestras estimaciones, el escenario de control propuesto implicaría en todas las celdas una mejora generalizada de los valores de concentración medios anuales de PM_{2,5} (hasta 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). No obstante, el cambio medio en la calidad del aire a nivel nacional entre 2004 y 2011 (concentración media anual de PM_{2,5}) estimado por el CMAQ sería moderado (0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La Figura 1 presenta los cambios en las emisiones producidos entre el escenario de referencia y el control. Esta figura está claramente relacionada con la Figura 3, que representa la variabilidad geográfica de la diferencia de concentración de PM_{2,5} entre ambos escenarios. La mayor reducción en los niveles de PM_{2,5} se observa en torno a las principales ciudades españolas como Madrid, Barcelona o Valencia, que son los mayores productores primarios de las concentraciones de PM_{2,5}, principalmente debido a su alta densidad de tráfico. También son destacables las reducciones en el área mediterránea y en las provincias del este de Andalucía, donde los cambios pueden estar más relacionados con la disminución de las emisiones locales en determinados sectores industriales.

La Tabla 2 resume el impacto en salud que sería atribuible a la reducción de PM_{2,5} en España, en términos de número absoluto de muertes evitables a largo plazo (mediana y percentiles 5 y 95) y de las tasas crudas por cada 100.000 habitantes. De acuerdo con el riesgo propuesto por Pope (Pope et al., 2002), se estimó que una media de 1.720 muertes serían evitables (rango de 673 a 2.760) en la población mayor de 30 años (27.327.894 personas en 2004), si la exposición a largo plazo a las concentraciones de PM_{2,5} del aire se redujeran según lo proyectado en el escenario futuro. Esta cifra se correspondería con una tasa bruta de 6 muertes por cada 100.000 habitantes, y supondría en torno al 0,5% del número total de muertes de esta población. Resultados similares se obtuvieron mediante el riesgo de Laden (Laden et al., 2006), con una media de 1.450 muertes evitables (rango de 780 a 2108) en la población con edades comprendidas entre 25 y 74 años (27.581.510 en 2004) y con una tasa cruda de 5 muertes evitables por cada 100.000 habitantes. Esta cifra representaría en torno al 1,25% del número total de muertes dentro de ese rango de edad.

Figura 3. Modelo de la reducción de PM_{2,5} entre el escenario de referencia (2004) y el escenario de control (2011).

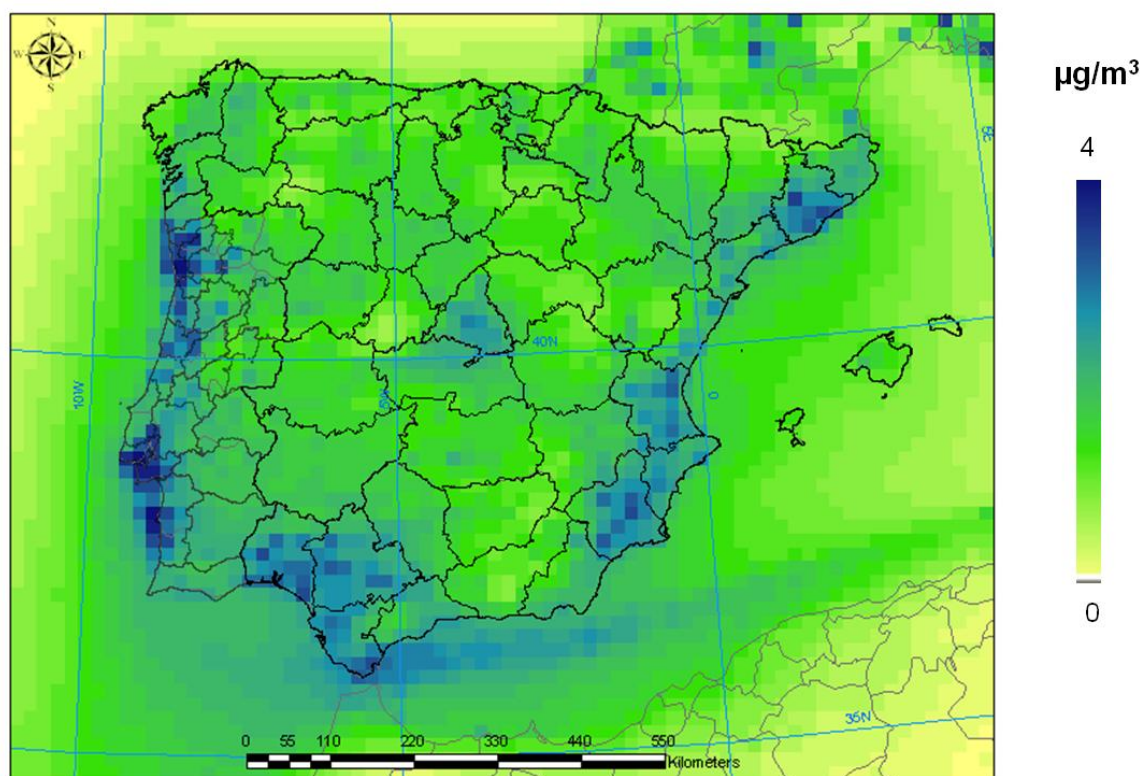


Tabla 2. Resultados de la evaluación de impacto en salud en términos de reducción potencial en el número de muertes atribuibles y tasas por 100.000 habitantes.

Indicador de exposición	Indicador de salud	Población a riesgo (grupo de edad)	Función concentración-respuesta	Número total de muertos	Número de muertes evitables (percentil 50)	Rango de muertes evitables (percentiles 5-95)	Número de muertes evitables por 100,000
PM _{2,5} a largo plazo	Todas las causas de mortalidad	27.327.894 (30-99 años)	Pope et al., 2002	355.761	1.720	673-2.760	6
		27.581.475 (25-74 años)	Laden et al., 2006	155.951	1.450	780-2.108	5

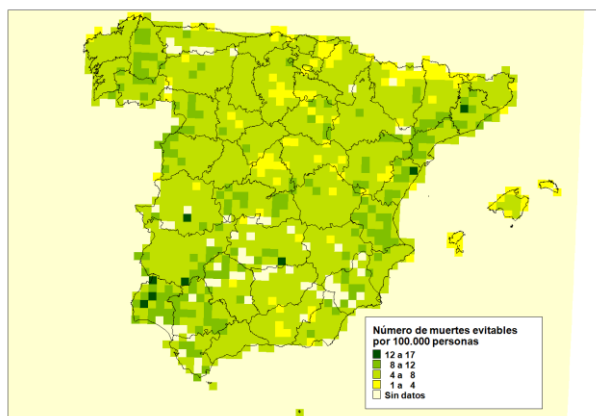
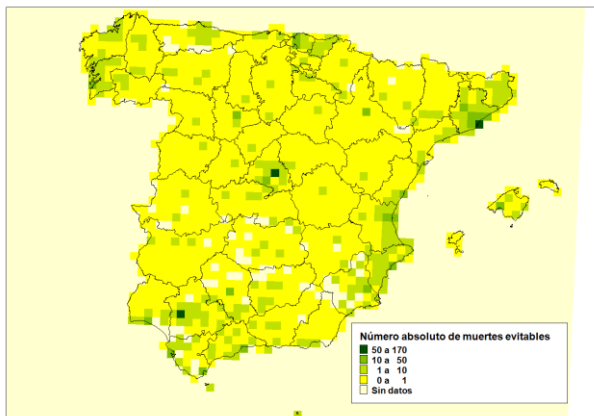
La Figura 4 representa la distribución geográfica de las estimaciones absolutas y de la tasa bruta de muertes evitables por cada 100.000 habitantes, de acuerdo a las FCR de Pope y Laden. Los principales beneficios en la salud, expresados en número absoluto de muertes evitables (Figuras a.1, b.1), se obtendrían en las ciudades más densamente pobladas de España como Madrid, Barcelona y Sevilla y las zonas periféricas, observándose pequeñas diferencias entre las dos estimaciones. Sin embargo, la distribución geográfica de las tasas brutas de mortalidad (Figuras a.2, b.2) indica que los mayores beneficios en la salud en términos relativos se producen en zonas de Andalucía y del área mediterránea. Al comparar el impacto en la salud entre los dos grupos de edad, se observó un mayor impacto en el grupo de mayores de 30 años (Pope et al., 2002), ya que incluye a los más ancianos, a diferencia del enfoque de Laden (Laden et al., 2006), que sólo incluye la población de 25 a 74 años.

Figura 4. Evaluación de impacto en salud (EIS) sobre todas las causas de mortalidad de los cambios en los niveles de PM_{2,5} (µg/m³) a largo plazo en España. Escenarios de calidad del aire: año de referencia: 2004; año proyectado: 2011.

a) Estimaciones de la EIS teniendo en cuenta a Pope et al., 2002. Grupo de edad incluido: mayor de 30 años.

a.1) Número absoluto de muertes evitables anualmente

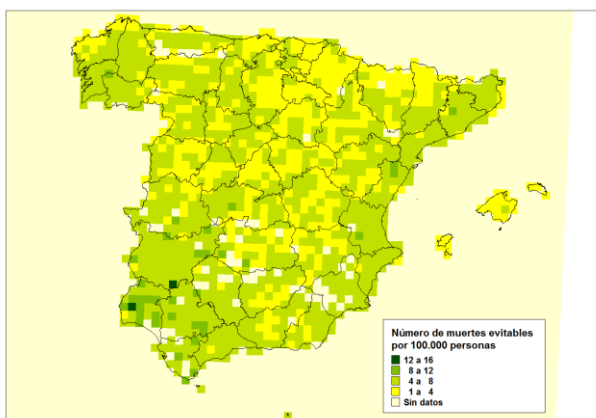
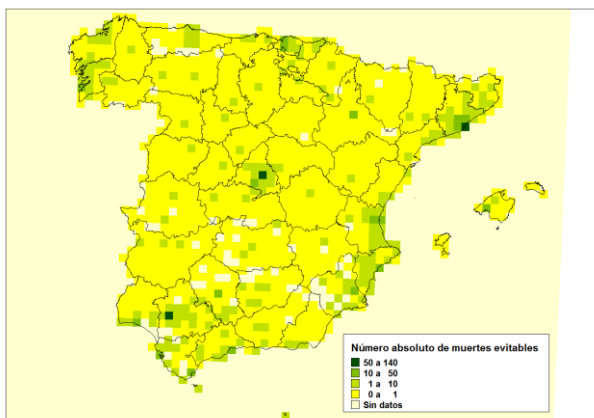
a.2) Tasa cruda de muertes evitables/ 100.000 habitantes



b) Estimaciones de la EIS teniendo en cuenta a Laden et al., 2006. Grupo de edad incluido: 25-74 años.

b.1) Número absoluto de muertes evitables anualmente

b.2) Tasa cruda de muertes evitables/ 100.000 habitantes



9.4 *Discusión*

Este trabajo presenta la primera estimación de ámbito nacional del impacto de la mortalidad de cambios en los niveles de PM_{2,5} en España. Mediante el empleo de modelos CMAQ para la evaluación de la exposición a PM_{2,5} y del programa BenMAP como herramienta de la EIS, se estimó que una reducción viable de los niveles de PM_{2,5} entre 2004 y 2011 (basado en proyecciones de las emisiones nacionales) evitaría aproximadamente 1.450 muertes al año en España en el grupo de edad de 25 a 74 años (según Laden et al, 2006) o 1.720 muertes en mayores de 30 años (de acuerdo con Pope et al., 2002), si la población se mantuviera estable. La mayoría de estas muertes se situarían en las principales zonas urbanas del país.

Los resultados globales de nuestro estudio fueron consistentes con EIS anteriores desarrolladas en Europa y en España (Alonso et al., 2005; Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006; Medina et al., 2004; Perez et al., 2009). Todos estos estudios mostraron que una reducción en los niveles de contaminantes del aire en grandes ciudades, y de PM_{2,5} en particular, podría suponer una disminución sustancial en el número de muertes prematuras y un aumento considerable en la esperanza de vida. El análisis realizado en este trabajo pretende mejorar esas primeras aproximaciones mediante el modelado de niveles de PM_{2,5} para todo el país y la simulación de futuros escenarios para los niveles de este contaminante basados en las políticas de calidad del aire. Hasta el momento, se desconoce la existencia de otro estudio en el marco europeo que presente una EIS para PM_{2,5} realizada a nivel nacional.

La interpretación de estos resultados debe hacerse con precaución y las limitaciones del estudio deben ser claramente reconocidas. Las estimaciones finales de la EIS dependen de muchas entradas de datos, incluyendo las emisiones procedentes de los inventarios, los modelos de calidad del aire (con sus parámetros asociados y entradas), las estimaciones epidemiológicas de los efectos en la salud, los datos de mortalidad y las cifras de la población. Cada una de estas entradas puede tener un grado de incertidumbre y, dependiendo de su papel en el análisis, puede ocasionar un gran impacto en las estimaciones finales sobre los cambios esperados en la mortalidad.

La validez de las estimaciones de la EIS depende fundamentalmente de tres aspectos: 1) de la calidad de los datos de población y de salud, 2) de la calidad de los datos de exposición y 3) de las estimaciones de riesgo seleccionadas para el análisis. En lo referente al primer punto, en España la población en riesgo y las tasas basales de mortalidad provienen de fuentes de datos fiables, ya que esta información ha sido facilitada por el Instituto Nacional de Estadística. Las tasas basales de mortalidad se calcularon para cada celda de la cuadrícula y, por lo tanto, representaron con precisión las tasas reales específicas de cada ubicación.

En cuanto a la calidad de los datos de exposición de nuestro análisis, el BenMAP es compatible con las salidas de un modelo de transporte químico, como el CMAQ. Este hecho facilitó en gran medida la valoración de escenarios alternativos de emisiones planteados en el

marco del proyecto SERCA. El escenario de control en este trabajo implicaba una reducción significativa de las emisiones primarias de PM_{2,5} y de otros precursores de PM en la mayoría de los principales sectores. A partir de esta estimación de las emisiones futuras y de la meteorología correspondiente, se obtuvieron los valores de concentración horaria para todo el año. En la práctica, el promedio anual se considera suficiente para representar a largo plazo las concentraciones medias de PM del ambiente (OMS, 2003). Aunque aparentemente nuestros resultados muestran una reducción discreta en las concentraciones de PM_{2,5} (menos de 1 µg/m³ en promedio), debe señalarse que reflejan una mejora de la calidad del aire como consecuencia de la aplicación de una serie de políticas aprobadas, más que una reducción recomendada, lo que habitualmente resulta bastante más inviable en la práctica. Además de los escenarios de reducción significativa de emisiones de los precursores principales de las concentraciones de PM_{2,5}, el sistema de modelado de la calidad del aire tiene en cuenta la dinámica atmosférica y las reacciones químicas en la atmósfera con la mayor precisión posible para una determinada resolución espacial. En este caso, el sistema resultó útil para evaluar el número de muertes evitables con una cuadrícula del modelo que presentaba una resolución de 18x18 Km². En el marco del proyecto SERCA, se espera obtener resultados más específicos de la aplicación del software BenMAP con una mayor resolución del modelo (por ejemplo, 3x3 Km² de resolución o incluso mayor para determinados lugares).

El tercer punto clave de la EIS es la selección del estimador o estimadores de riesgo relativo o FCR, que deben ser considerados como la mejor estimación disponible en la literatura para los efectos en salud relacionados con la exposición de interés. Para este estudio, se utilizaron las FCR relacionadas con la exposición a PM_{2,5} (Laden et al., 2006; Pope et al., 2002). La mortalidad total es un indicador reconocido en relación con los impactos que PM_{2,5} produce en la salud (Rabl, 2006). Una limitación importante de los análisis de impacto en la salud es la imposibilidad de cuantificar muchos de los efectos en salud relacionados con las partículas finas, debido a la carencia de datos de salud o de la disponibilidad de FCR robustas. En este sentido, cabe destacar que las dificultades de obtener estimadores para exposiciones ambientales como la que nos ocupa, ocasionan que las FCR existentes, a pesar de ser las mejores que existen en la literatura, sean excesivamente generales e incluyan estimadores de riesgo que sean comunes para ambos sexos y que no diferencien entre grupos de edad, a pesar de que probablemente los efectos no sean iguales si se consideran estos subgrupos. En nuestro estudio, no se pudieron comparar los resultados de la aplicación de las FCR de Pope y de Laden debido a que existían importantes diferencias entre estas estimaciones, por ejemplo, los grupos de edad de la población de estudio eran diferentes (Tabla 1).

Cuando se aplica una FCR procedente de un estudio epidemiológico en otro contexto, la transferabilidad de los resultados del estudio original a otro ámbito debe ser cuestionada. Se seleccionaron estudios norteamericanos por el hecho de que no se medía la exposición a PM_{2,5} en la mayor parte de las ciudades europeas y, por tanto, solo recientemente han podido iniciarse los estudios de cohorte en Europa. Como consecuencia, hasta el momento las

evaluaciones europeas de los efectos en la salud de la contaminación atmosférica han descansado en los resultados de estudios norteamericanos (Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006). Estas evaluaciones han considerado las funciones del estudio de la Sociedad Americana contra el Cáncer para representar la exposición-respuesta no sólo porque es el mayor estudio, sino también porque las funciones se basan en una métrica de la exposición (PM_{2,5} en el ámbito de la ciudad) que puede ser aplicada en otros contextos, en contraste con la cohorte holandesa (Brunekreef et al., 2009). No obstante, los resultados preliminares de los estudios de cohortes europeos sugieren que la contaminación atmosférica emitida por el tráfico tiene un claro efecto en la mortalidad a largo plazo (Brunekreef et al., 2009; Hoek et al., 2001), y los coeficientes son más altos que los obtenidos en el estudio de Pope. Por tanto, en ausencia de FCR robustas en Europa para la exposición a largo plazo de PM_{2,5}, la transferabilidad de las funciones americanas a países europeos parece apropiada (NEEDS, 2007; SCHER-Scientific Committee on Health and Environmental Risks, 2005). Hasta el momento, en el contexto español, pocas ciudades miden de forma rutinaria las concentraciones de PM_{2,5} y los estudios epidemiológicos dirigidos a cuantificar los efectos de los contaminantes del aire sobre la salud se han enfocado en los efectos a corto plazo de este contaminante, utilizando el enfoque de series temporales (Díaz et al., 2001; Jiménez et al., 2009; Linares and Díaz, 2010b).

En relación con la herramienta utilizada para la EIS, debe señalarse que el programa BenMAP está diseñado por la US EPA y sobre todo adaptado a los datos disponibles en los EE. UU. Este software puede contribuir al desarrollo de la EIS rápida en el contexto de EE. UU., ya que la información precargada incluye la población, las fronteras geográficas y las FCR de los estudios norteamericanos. Sin embargo, el empleo de este software en otro contexto distinto al estadounidense para estimar impactos en la salud de la contaminación del aire, requiere de cursos de formación y de adaptaciones específicas en los datos de entrada para cualquier análisis personalizado. En nuestro caso, además de una adaptación previa de los datos con el fin de ajustarse a los requisitos de formato del BenMAP, se precisó del apoyo de los programadores del software. Sin embargo, este trabajo previo de adaptación de la herramienta servirá para futuras EIS en el mismo contexto geográfico. Según los resultados obtenidos en la EIS este análisis, el BenMAP podría ser una herramienta adecuada para apoyar los futuros trabajos de EIS en el marco español y, por lo tanto, en otros países europeos.

En conclusión, los resultados de la EIS mostraron los potenciales beneficios en la mortalidad que cabría esperar si determinadas políticas de control de la contaminación atmosférica se aplicaran con éxito. Nuestro estudio constituye el primer intento de llevar a cabo una EIS nacional de la contaminación del aire en España. La magnitud de nuestros resultados sugiere que controlar la contaminación atmosférica por partículas finas reduciría miles de muertes evitables al año. Por lo tanto, instamos a los responsables de la toma de decisiones a considerar tales consecuencias dañinas mediante la implementación de políticas de control de la contaminación o desarrollando las modificaciones necesarias para disminuir las emisiones

de PM_{2,5}. En el futuro, sería necesario poner estos resultados en perspectiva, considerando de forma combinada la incertidumbre de las proyecciones de emisiones y del sistema de modelado de la calidad del aire actual en el contexto del cambio climático para prevenir los efectos sobre la salud de este importante contaminante en nuestro país.

**10. IMPACTO EN LA MORTALIDAD Y BENEFICIO
ECONÓMICO ASOCIADO A LAS POLÍTICAS DE
REDUCCIÓN DE PM_{2,5} EN ESPAÑA**

10.1 Introducción

La literatura epidemiológica ha señalado que la exposición a la contaminación atmosférica, especialmente a las PM_{2,5}, puede conducir a casos de muerte prematura por causas agudas o crónicas, en particular por enfermedades cardiopulmonares (Pope and Dockery, 2006). En estudios epidemiológicos de cohortes se ha estimado el riesgo que la exposición a la contaminación atmosférica produce a largo plazo en la salud, tanto en Europa (Beelen et al., 2008b; Brunekreef et al., 2009) como en Estados Unidos (Pope et al., 2002; Turner et al., 2011). Recientemente cada incremento de 10 µg/m³ en la concentración de PM_{2,5} ha sido asociado con un incremento del 14% en la mortalidad en la cohorte de las Seis Ciudades (Lepeule et al., 2012).

La evidencia científica proporcionada por los estudios epidemiológicos ha apoyado históricamente ciertas decisiones cruciales relacionadas con políticas medioambientales (Fann et al., 2011). La evaluación de intervenciones que mejoran la calidad del aire muestra que el descenso en los niveles de PM_{2,5} se acompaña de sustanciales beneficios en la salud (Clancy et al., 2002; van Erp et al., 2008). A modo de ejemplo, la prohibición del uso del carbón en Dublín (Irlanda) en 1990 ocasionó una reducción de un 70% en la media mensual de las concentraciones de partículas, y de un 6%, 15% y 10% de las tasas de mortalidad por todas las causas, por enfermedades respiratorias y cardíacas, respectivamente (Clancy et al., 2002).

La EIS permite cuantificar el efecto que las políticas públicas pueden ocasionar en la salud de la población (WHO, 2000). Cada vez es más frecuente que en las EIS que evalúan específicamente el impacto de la contaminación atmosférica, se incluya el beneficio económico asociado, siendo en muchos casos uno de los principales factores en la toma de decisiones en políticas de salud. En concreto, se han realizado valoraciones económicas en estudios que tenían como objetivo estimar el impacto del material particulado sobre la salud (CAFE, 2005a; Perez et al., 2009). En este sentido, un estudio en la provincia española de Barcelona estimó que una reducción de la media anual de PM₁₀ hasta 20 µg/m³ podría evitar un 12% de las muertes, lo que supondría un beneficio de 5.400 millones de euros anualmente (Perez et al., 2009).

En España, el proyecto de investigación SERCA desarrolló de forma pionera una EIS a nivel nacional sobre contaminación atmosférica, teniendo en cuenta una posible reducción de los niveles de PM_{2,5} en el año 2011 en relación con 2004, teóricamente alcanzable como consecuencia de una serie de medidas de mejora de la calidad del aire. En este estudio se estimó que se podrían evitar 1.718 muertes si se alcanzara una reducción media anual de 0,7 µg/m³ en los niveles de PM_{2,5} en España (Boldo et al., 2011). La experiencia y el conocimiento adquiridos en esta primera fase del proyecto se emplearon para el desarrollo de una nueva EIS a nivel nacional, con estimaciones más precisas y con un horizonte temporal ampliado al año

2014. Este trabajo muestra el potencial impacto en la mortalidad de diversas medidas de control de la calidad del aire, tomando las concentraciones de PM_{2,5} como un indicador global de la contaminación atmosférica. El estudio analiza el impacto de los cambios de los niveles de PM_{2,5} sobre dos de las principales causas de mortalidad en España (INE, 2011), la cardiopatía isquémica y el cáncer de pulmón. Para complementar esta información, se ha incorporado al análisis una primera estimación del beneficio económico que supondría una reducción de la contaminación atmosférica en España.

10.2 Material y métodos

Escenarios de contaminación atmosférica: 2007-2014

Se definió un escenario de referencia, correspondiente al año 2007, basado en el inventario oficial de emisiones a nivel nacional de España (MARM, 2010). El escenario proyectado simularía la distribución de la contaminación del aire en 2014, en el caso en el que el control de la calidad del aire mediante las medidas previstas en el año 2007 se desarrollaran con éxito. El escenario proyectado se elaboró a partir del escenario de referencia siguiendo la metodología de las proyecciones de emisiones para España (Lumbreras et al., 2008). Dicho escenario contempla una disminución significativa de las emisiones de los precursores de PM_{2,5} (por ejemplo, 51% de reducción en las emisiones primarias de PM_{2,5}) debido a las medidas tecnológicas destinadas a diversos sectores, como el transporte por carretera, la industria y la generación de energía (Tabla 1). El escenario proyectado pretende reflejar la situación futura más probable, ya que incluye los resultados esperados de los planes oficiales y la legislación sectorial (al final del capítulo puede consultarse el material suplementario correspondiente a las medidas legislativas consideradas en este trabajo). En consecuencia, las emisiones y por lo tanto los cambios de calidad del aire presentados en este documento pueden considerarse como la evolución más factible en el horizonte temporal considerado. Dichas medidas afectan a un amplio número de contaminantes, habiéndose elegido la reducción de las concentraciones de PM_{2,5} como un indicador global de los beneficios obtenidos en la salud tras una mejora de la calidad del aire.

Para ambos escenarios, las emisiones fueron procesadas inicialmente mediante el sistema de modelado SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions) (Borge et al., 2008). Posteriormente, se aplicó el sistema de modelado de calidad del aire de la EPA (Community Multiscale Air Quality model: CMAQ v4.6) (Byun and Schere, 2006) para simular los niveles de concentración de las PM_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) para toda la Península Ibérica, Baleares, Ceuta y Melilla, con una resolución espacial de $16 \times 16 \text{ km}^2$ (4.500 celdas). El dominio del modelo del proyecto SERCA se centró sobre la Península Ibérica, por lo que las Islas Canarias no pudieron ser incluidas para las estimaciones de la mortalidad atribuible ni para el cálculo del beneficio económico. Mediante el software BenMAP, desarrollado por la EPA, se calcularon los cambios

en los niveles de concentración de PM_{2,5} en cada celda restando los resultados de los modelos CMAQ (escenario proyectado – escenario de referencia).

Tabla 1. Emisiones primarias de PM_{2,5} (t) y variación en las emisiones (%) en España (2007-2014).

Grupo SNAP ¹	Actividad	Emisiones en 2007 (t)	Emisiones en 2014 (t)	% variación en emisión
01	Combustión en la producción y transformación de energía	13.808	5.388	-61%
02	Plantas de combustión no industrial	23.048	22.516	-2%
03	Plantas de combustión industrial	10.770	4.661	-57%
04	Procesos industriales sin combustión	5.086	4.498	-12%
05	Extracción y distribución de combustibles fósiles y energía geotérmica	133	113	-15%
07	Transporte por carretera	33.303	14.019	-58%
08	Otros modos de transporte y maquinaria móvil	43.369	10.092	-77%
09	Tratamiento y eliminación de residuos	72	76	6%
10	Agricultura	2.848	3.951	39%
	TOTAL	132.437	65.314	-51%

1. Grupo SNAP (Selected Nomenclature for sources of Air Pollution). El SNAP 11 (Natural) no está incluido dado que no se han considerado variaciones en fuentes naturales durante el periodo de estudio. Base de elaboración a nivel europeo de los Inventarios Nacionales de Emisiones. Anexo IV de la Ley 34/2007; Catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera.

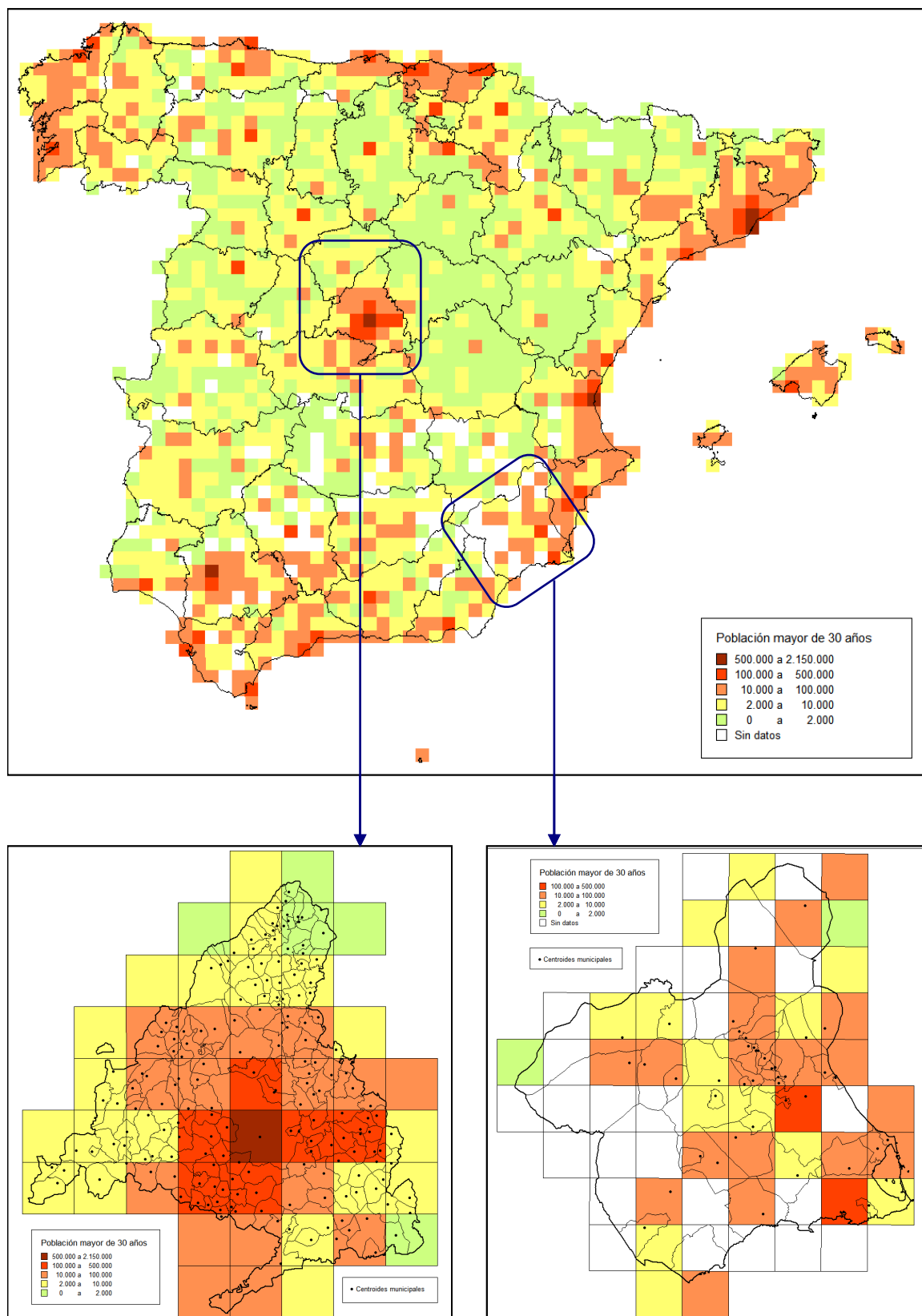
Población de estudio y tasas de mortalidad para el escenario de referencia

Para cada municipio español (8.109 núcleos municipales), el Instituto Nacional de Estadística proporcionó los datos sobre la población y el número de fallecimientos por todas las causas de mortalidad, incluyendo las causas externas (décima revisión de la Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE-10), códigos A00 -Y98), por cardiopatía isquémica (CIE-10: I20-I25) y por cáncer de pulmón (CIE-10: C33-C34), desglosado por grupos de edad de 5 años, para el periodo 2005-2007 para proporcionar estimaciones más estables. Las muertes por cáncer de pulmón incluyeron también las muertes debidas a tumores malignos de la tráquea, los bronquios y el pulmón. Las tasas de mortalidad para cada municipio se calcularon con los datos de mortalidad y de población municipales.

En España, los centroides municipales se calculan teniendo en cuenta únicamente la zona habitada de la ciudad designada y están situados en el centro de la zona más poblada. Por lo tanto, a cada municipio se le asignó las coordenadas geográficas que correspondían a su centroide, que fueron considerados como puntos representativos de la localización de la población en cada municipio. A continuación se superpuso una rejilla igual a la utilizada para

los modelos de calidad del aire (resolución espacial de $16 \times 16 \text{ km}^2$), y mediante un sistema de información geográfica (SIG) se identificaron los centroides que se encontraban en cada celda. En las celdas que incluían más de un centroide municipal, se agregaron los datos de mortalidad y de población para obtener un valor único por celda. La Figura 1 muestra la distribución espacial de la población en España y en dos Comunidades Autónomas, Madrid y Murcia. Como puede observarse, los municipios de Madrid tienden a ser menores, en términos de superficie geográfica, que en Murcia. Este hecho permitió que todas las celdas incluyeran, al menos, un centroide representativo de la población correspondiente. En Murcia, sin embargo, los municipios presentan una mayor superficie, lo que implica que existan celdas en blanco dado que no incluyen ningún centroide poblacional. Para más detalles de la metodología utilizada puede consultarse en Boldo et al., 2011.

Figura 1. Distribución espacial de la población española (media 2005-07). Detalle de la Comunidad de Madrid (abajo a la izquierda) y de la Comunidad de Murcia (abajo a la derecha) mostrando los centroides municipales.



Selección de funciones concentración-respuesta

La mortalidad atribuible se estimó utilizando las funciones de impacto en salud a largo plazo. El impacto de la reducción de PM_{2,5} sobre la mortalidad por todas las causas, por cardiopatía isquémica y por cáncer de pulmón, se estimó aplicando las FCR procedentes de la estimación realizada en el marco de la cohorte de la ACS (Pope, III et al., 2004; Pope et al., 2002). Para ser consistentes con las FCR seleccionadas, todos nuestros análisis de la mortalidad han sido referidos a población mayor de 30 años.

Las FCR correspondientes a mortalidad por cardiopatía isquémica y cáncer de pulmón, a diferencia de la utilizada para la de la mortalidad por todas las causas, no se encontraban incluidas en el software utilizado para el análisis de EIS, BenMAP. Los valores de los coeficientes de regresión (β) y de sus errores estándar se calcularon a partir del intervalo de confianza publicado para las FCR por causas específicas (Abt Associates Inc, 2010a) y se introdujeron en el BenMAP. Tabla 2 muestra un resumen de las principales características de los estudios y los riesgos relativos seleccionados para el análisis de la EIS.

Tabla 2. Principales características de los estudios epidemiológicos de efectos de PM_{2,5} a largo plazo utilizados en el análisis EIS.

Referencia	Grupo de edad de la población	Mortalidad (CIE-10)	Riesgo relativo	Estimación media de β	Error estándar de la β	Función de impacto en salud ¹
Pope et al., 2002 ²	>30 años	Todas las causas (A00-Y98)	1,06 (1,02-1,11)	$5,8 \cdot 10^{-3}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$(1 - \frac{1}{e^{(\beta \cdot \Delta Q)}}) * M * P$
Pope et al., 2002 ²		Cáncer de pulmón (C33-C34)	1,14 (1,04-1,23)	$13,1 \cdot 10^{-3}$	$4,4 \cdot 10^{-3}$	
Pope et al., 2004 ³		Cardiopatía isquémica (I20-I25)	1,18 (1,14-1,23)	$16,6 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	

1. ΔQ : Cambio estimado en la concentración del contaminante atmosférico (PM_{2,5}) entre el escenario de referencia y el proyectado. M: Tasa de mortalidad en el escenario de referencia. P: Población potencialmente expuesta en el escenario de referencia.
2. Pope, C.A.I., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., and Thurston, G.D. (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 287: 1132-1141.
3. Pope, C.A., III, Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., and Godleski, J.J. (2004) Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. Circulation 109: 71-77.

Estimación del impacto en salud mediante el software BenMAP

Como herramienta de la EIS, se utilizó el software de la US EPA denominado BenMAP (US EPA's Environmental Benefits Mapping and Analysis Program: <http://www.epa.gov/air/benmap/>) para estimar las cifras de mortalidad por todas las causas, por cardiopatía isquémica y por cáncer de pulmón atribuibles a los cambios de calidad del aire. BenMAP es compatible con el modelo CMAQ de la EPA. Por lo tanto, para cada celda de la cuadrícula dentro de los límites territoriales de España se incluyeron las cifras medias de la población, las tasas de mortalidad desglosadas por grupo de edad de 5 años y las estimaciones de los niveles de PM_{2,5} en 2007 y en 2014.

Para cada celda, BenMAP calcula una distribución de las estimaciones puntuales del número de muertes atribuibles asociadas a los cambios en los niveles de las PM_{2,5} entre los dos escenarios considerados. Para ofrecer un rango de incertidumbre de los resultados de la EIS, se seleccionaron la mediana y los percentiles 5 y 95 de esta distribución en cada celda. Las cifras nacionales de muertes atribuibles a la reducción de las PM_{2,5} se obtuvieron mediante la suma de todas las estimaciones de las celdas. La metodología implementada en este estudio se describe en detalle en otras fuentes (Abt Associates Inc, 2010a; Abt Associates Inc, 2010b; Boldo et al., 2011; Fann et al., 2009).

Evaluación económica del impacto en salud de las concentraciones de PM_{2,5}

El Valor Monetario de la Vida Estadística (VMVE) se considera un valor apropiado para expresar el beneficio económico asociado a la implantación de una política dirigida a la reducción de un riesgo mortal (Riera A et al., 2007). Dicho VMVE se calcularía como el cociente entre la voluntad de pagar de la población afectada por determinadas intervenciones que minimicen dicho riesgo y la reducción específica del riesgo de muerte (Riera A et al., 2007).

Para tener en cuenta la incertidumbre de nuestra estimación, se utilizaron los siguientes VMVE de muerte prematura:

- 1) En el marco del programa *Externalities of Energy* (ExternE) se estimó el valor de 1,05 millones de euros (€), como mediana del VMVE (redondeado a 1 millón de euros en 2005), y el valor de 2,26 millones de euros, como la media del VMVE, usando resultados de una encuesta desarrollada en Reino Unido, Francia e Italia (European Commission, 2005b).
- 2) En España, el VMVE asciende a 1,30 millones de euros para el año 2010 en el contexto de los accidentes de tráfico (Abellán JM et al., 2011). Dado que la voluntad de

pagar declarada es mayor para reducciones del riesgo de muerte relacionada con la contaminación ambiental respecto a los de accidentes de tráfico, el VMVE se corrigió multiplicando por un coeficiente de 1,8 (Dekker et al., 2011).

Los valores se transformaron al que correspondería para el año 2012 mediante el promedio anual de aumento producto interior bruto (PIB) para España (Eurostat, 2011). Los beneficios económicos se calcularon multiplicando los valores unitarios monetarios por el número de casos atribuibles obtenidos para la mortalidad por todas las causas.

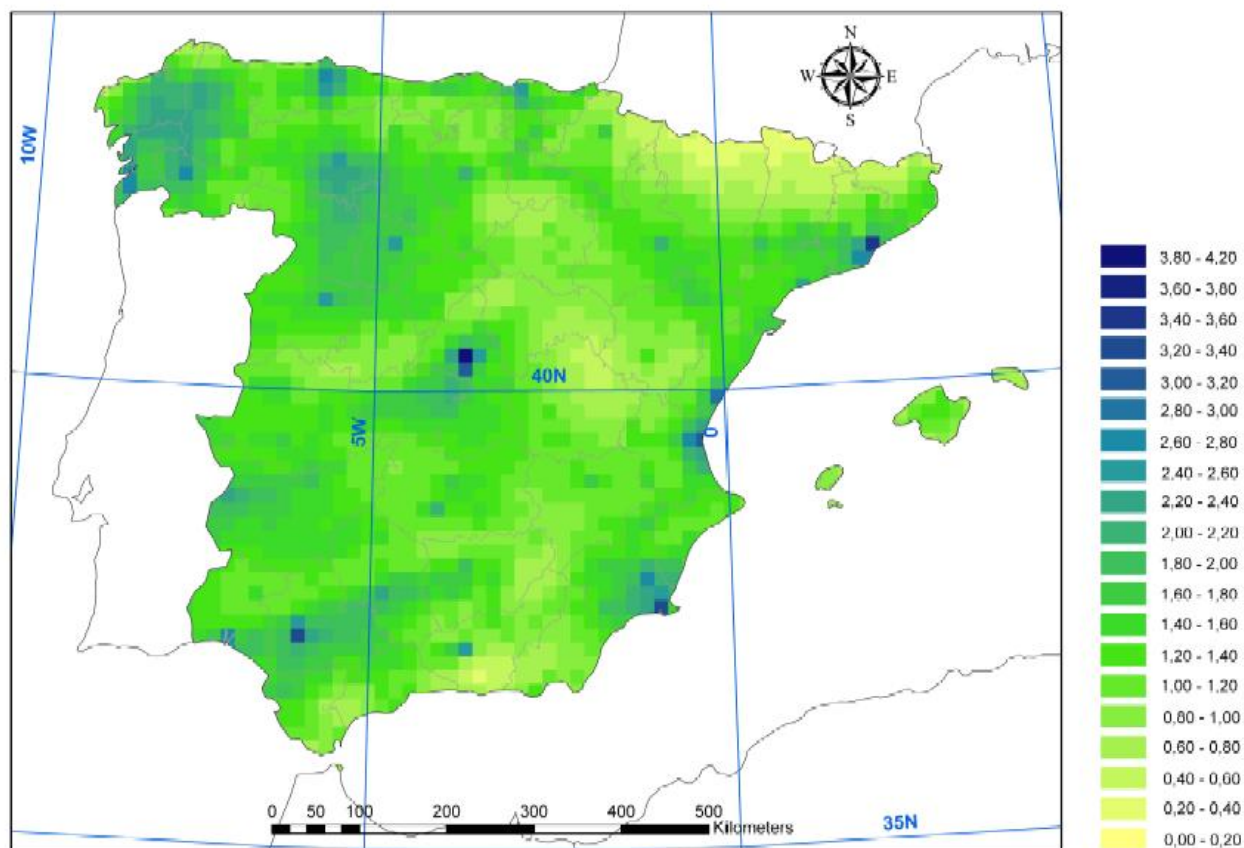
10.3 Resultados

En España, los principales sectores responsables de las emisiones primarias de PM_{2,5} en 2007 y 2014 son el transporte por carretera y otras fuentes móviles y maquinaria, las instalaciones de combustión no industriales, la combustión en las industrias de energía y transformación, y la combustión en la industria manufacturera. La combinación de todos ellos produjo el 94% de las emisiones de este contaminante en 2007. Entre estos sectores, destacó el transporte con un 58% del total de las emisiones de PM_{2,5} en 2007. Son precisamente estos sectores los que más podrían reducir sus emisiones (un 69%) como consecuencia de la implementación de medidas de mejora de calidad del aire, así como los sectores en los que se produce combustión (industrias de energía y transformación e industrias manufactureras), las cuales reducen un 59% en el mismo periodo (Tabla 1).

En relación con la simulación de la calidad del aire, el promedio nacional de concentración de PM_{2,5} en el escenario de referencia (2007) fue de 6,3 µg/m³. El resultado de la modelización para 2014 muestra una mejora generalizada en todo el territorio, reduciéndose el promedio de la concentración de PM_{2,5} a 5,4 µg/m³. La diferencia entre ambos escenarios supone en España una reducción global de aproximadamente 1 µg/m³ (15%), con un rango que oscila de 0,3 a 4,3 µg/m³. Si las medidas de mejora de calidad del aire fueran implantadas con éxito, se conseguirían reducciones de los niveles de PM_{2,5} especialmente importantes, sobre todo en grandes ciudades españolas como Madrid (4,3 µg/m³) o Barcelona y su área metropolitana (entorno a 3 µg/m³) (Figura 2).

Para el periodo 2005-2007, la población mayor de 30 años en España ascendía a 27.953.825 habitantes de media anual. Dicha población estaba heterogéneamente distribuida en 8.019 municipios, ya que la mayor parte de los habitantes se concentraban en grandes ciudades (Figura 1). El número medio anual de fallecidos fue de 360.407 personas entre los mayores de 30 años. De estas muertes, la cardiopatía isquémica ocasionó 35.672 muertes anuales (20.183 en hombres y 15.489 en mujeres), lo que supone el 10% de todas las defunciones. Por su lado, el cáncer de pulmón ocasionó una media de 18.848 muertes anuales (16.339 en hombres y 2.509 en mujeres), lo que supone un 5% de todas las defunciones.

Figura 2. Reducción de PM_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) modelada entre el escenario de referencia y el escenario proyectado (2007-2014).



La Tabla 3 resume los resultados de la EIS a largo plazo en términos de números absolutos de muertes atribuibles (percentiles 50, 5 y 95) y de tasas brutas por 100.000 habitantes, que podrían ser potencialmente prevenidos por el escenario de reducción de las PM_{2,5} en España. Nuestro análisis encontró una media de 4.163 muertes atribuibles por todas las causas (rango 1.635-6.669), lo que corresponde a una tasa bruta de 15 muertes por cada 100.000 habitantes, y representa aproximadamente el 1,1% del número total de muertes en esta población. De la mortalidad atribuible estimada para todas las causas, 500 muertes (rango 228-767) serían debidas a cáncer de pulmón y 1.143 (rango 922-1.362) serían consecuencia de cardiopatías isquémicas. El impacto de la reducción de la contaminación atmosférica en términos relativos es todavía mayor si se tiene en cuenta la mortalidad por causas específicas, dado que se consideran evitables un 2,6% de las muertes por cáncer de pulmón y un 3,2% de las muertes por cardiopatía isquémica.

Tabla 3. Mortalidad atribuible a una reducción de la concentración de PM_{2,5} en el año 2014 en España (número absoluto y número por 100.000 habitantes).

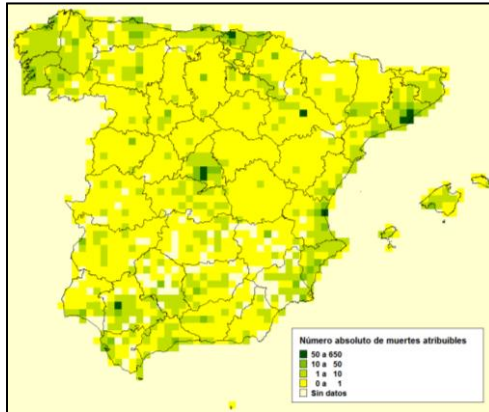
Indicador de exposición	Indicador de mortalidad	Población en riesgo (>30 años)	Número total de muertes	Número y rango de muertes atribuibles (percentiles 50, 5-95)	Número de muertes atribuibles por 100.000 habitantes (percentil 50)
Niveles de PM _{2,5} a largo plazo	Todas las causas	27.953.825	360.407	4.163 (1.635-6.669)	15
	Cáncer de pulmón		18.848	500 (228-767)	2
	Cardiopatía isquémica		35.672	1.143 (922-1.362)	4

La Figura 3 muestra la distribución geográfica de la cifra absoluta de muertes atribuibles y la tasa bruta de muertes atribuibles por 100.000 habitantes estimados utilizando las FCR de Pope. En términos de números absolutos, los mayores beneficios en salud tras reducir la contaminación atmosférica se observarían en las grandes ciudades y capitales de provincia, donde habitualmente se producen las concentraciones más altas de PM_{2,5}. Esto es debido a que la diferencia de concentración entre ambos escenarios es elevada y a que se concentran gran número de habitantes. En la capital de España, Madrid (2.146.146 habitantes mayores de 30 años), se estimaron 650, 168 y 80 muertes anuales por todas las causas, cardiopatía isquémica y cáncer de pulmón respectivamente (percentil 50), atribuibles a una reducción de PM_{2,5} de 4,3 µg/m³. Algo similar ocurriría en Barcelona y municipios de su extrarradio (Hospitalet de Llobregat, Prat de Llobregat, San Adrià de Besos y Venturada, con 1.346.419 habitantes mayores de 30 años), donde se estimaron 292, 69 y 37 muertes anuales por todas las causas, cardiopatía isquémica y cáncer de pulmón, respectivamente. Otros municipios situados en la periferia de la ciudad de Barcelona o Valencia y su periferia también presentan una reducción mayor de 3 µg/m³ de PM_{2,5}, por lo que contribuyen sustancialmente en el número de muertes atribuibles a la contaminación del aire. Sin embargo, la distribución geográfica de las tasas brutas de mortalidad indicaría que los mayores beneficios sanitarios en términos relativos se producirían en algunas zonas de las Comunidades Autónomas de Galicia, Castilla y León, Extremadura, Andalucía, y en el área mediterránea.

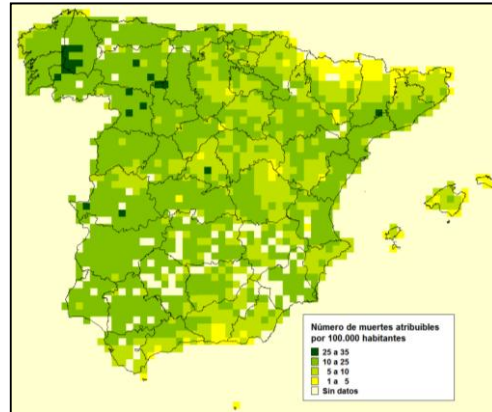
Figura 3. Evaluación de impacto en la mortalidad a largo plazo derivada de una reducción de los niveles de PM_{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en España. Escenarios de calidad del aire: 2007 para el año de referencia y 2014 para la reducción proyectada.

a) Estimaciones de la EIS para la mortalidad por todas las causas de acuerdo con Pope et al., 2002. ICD-10: A00-Y98.

a.1) Número absoluto de muertes atribuibles.

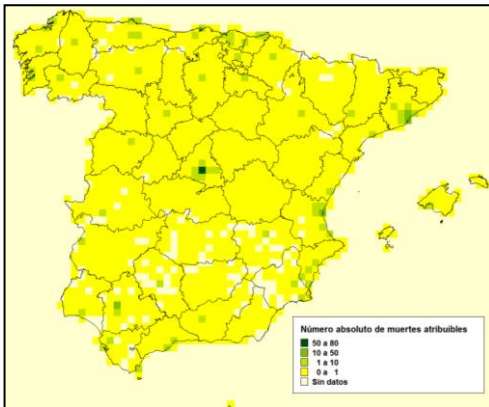


a.2) Tasa de muertes atribuibles/100.000 habitantes.

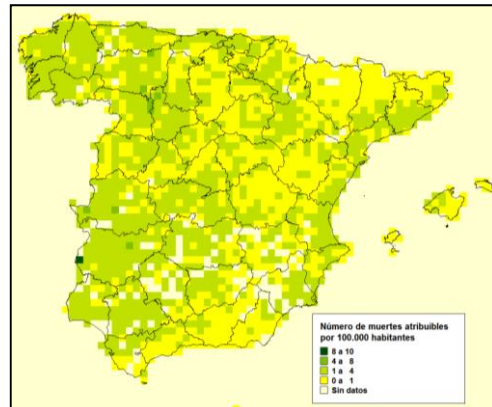


b) Estimaciones de la EIS para la mortalidad por cáncer de pulmón de acuerdo con Pope et al., 2002. ICD-10: C33-C34.

b.1) Número absoluto de muertes atribuibles.

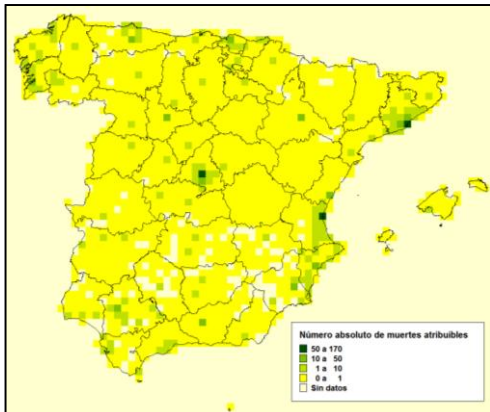


b.2) Tasa de muertes atribuibles/100.000 habitantes.

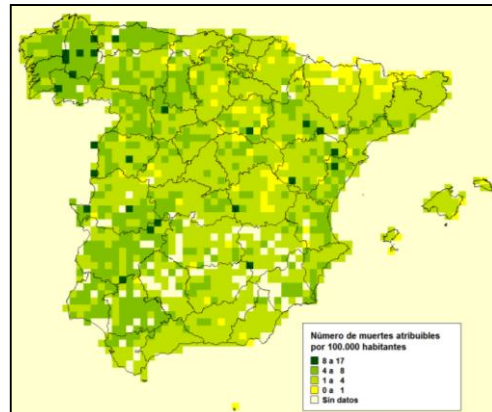


c) Estimaciones de la EIS para la mortalidad por cardiopatía isquémica de acuerdo con Pope et al., 2004. ICD-10: I20-I25.

c.1) Número absoluto de muertes atribuibles.



c.2) Tasa de muertes atribuibles/100.000 habitantes.



La Tabla 4 presenta los resultados del beneficio económico a nivel nacional. El rango económico se situaría en torno a 5.000 millones de euros, de acuerdo a las estimaciones más conservadoras (mediana de Extern E y Abellán et al. (Abellán JM et al., 2011)), y podría alcanzar hasta los 10.000 millones de euros considerando la media de Extern E y los valores de Abellán et al. corregidos por (Dekker et al., 2011).

Tabla 4. Beneficios económicos potenciales debidos a la reducción de PM_{2,5} en el año 2014 en España.

Referencia	Valor Monetario de una Vida Estadística (millones de euros/muerte) ¹	Beneficios económicos para todas las causas de mortalidad (millones de euros) (percentiles 50, 5-95)
Extern E ² (VMVE según la mediana)	1,070	4.450 (1.750-7.135)
Extern E ² (VMVE según la media)	2,416	10.000 (3.950-16.112)
Abellán et al., 2011 ³	1,330	5.540 (2.175-8.870)
Dekker et al., 2011 ⁴	2,394	9.966 (3.914-15.966)

1. Valor Monetario de una Vida Estadística (VMVE) transformado con el producto interior bruto español al precio de 2012.
2. European Commission. ExternE-Externalities of Energy-Methodology 2005 Update. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
3. Abellán et al., 2011. El valor monetario de una vida estadística en España. Estimación en el contexto de los accidentes de tráfico. Universidad de Murcia y Universidad Pablo Olavide (Sevilla).
4. Valores de Abellán et al., 2011 corregidos por el factor de corrección propuesto por Dekker et al., 2011. The effect of Risk Context on the Value of a Statistical Life: a Bayesian Meta-model. Environ Resource Econ, 49: 597-624.

10.4 Discusión

Este estudio muestra el impacto en salud y el beneficio económico esperado en España en el año 2014 que se podría derivar de una reducción media de 1 µg/m³ en la concentración de PM_{2,5}. El desarrollo de medidas ya aprobadas para mejorar la calidad del aire supondría un ahorro de más de 4.000 muertes atribuibles a dicha reducción, con un beneficio económico estimado entre 5.000 y 10.000 millones de euros. También se presenta la primera estimación a nivel nacional del impacto de PM_{2,5} por causas de mortalidad específicas. Más de mil muertes por cardiopatía isquémica y 500 por cáncer de pulmón serían atribuibles a la reducción de la exposición crónica a las PM_{2,5}. Los resultados de esta EIS y de la valoración económica estarían en línea con otros estudios realizados previamente tanto en el ámbito nacional (Perez et al., 2009) como internacional (Anenberg et al., 2010; APHEKOM, 2011; Ballester et al., 2008). Los resultados de las EIS aportan nuevos argumentos para revisar los valores de PM_{2,5} previstos en la Directiva 2008/50/EC sobre calidad del aire y aire más limpio para Europa (EU Directive, 2008), que tendrá lugar en el año 2013.

En relación con la metodología, este estudio perfeccionó los modelos de calidad del aire utilizados previamente (Boldo et al., 2011), mejorando la resolución espacial a 16x16 km², actualizando las emisiones de PM_{2,5} para un horizonte a 2014, e incorporando nuevas medidas de control de la contaminación atmosférica aprobadas recientemente en España. En cuanto a la reducción de emisiones, se produce prioritariamente en las industrias, principalmente de las plantas de energía en el cuadrante noroeste y de la industria cerámica en las zonas del litoral mediterráneo. No obstante, las reducciones más importantes se esperan en los ámbitos urbanos y están asociadas a las mejoras tecnológicas en los vehículos (principalmente la aplicación de filtros de partículas) y a la aplicación de planes de movilidad urbana sostenible y/o planes de mejora de la calidad del aire urbano. Estas medidas ya están parcialmente implementadas y han conseguido una reducción sustancial de las emisiones de PM_{2,5} (por ejemplo, a nivel nacional la reducción de emisión de PM_{2,5} en el periodo 2007-2009 ha sido del 20,1% (MARM, 2011).

Las FCR se seleccionaron de los análisis derivados de la cohorte ACS (Pope, III et al., 2004; Pope et al., 2002) dado que se considera el mayor estudio realizado hasta el momento en relación con los efectos a largo plazo a la exposición a PM_{2,5} sobre la mortalidad. Esta cohorte además proporciona estimaciones más conservadoras que otros estudios similares (Brunekreef et al., 2009; Crouse et al., 2012) y ya han sido utilizadas en otros estudios europeos (APHEKOM, 2011; Ballester et al., 2008). Recientemente dos paneles de expertos en PM_{2,5} han señalado que las estimaciones centrales varían entre 0,6 y 2% en Europa (Roman et al., 2008) y entre 0,6 y 1,3% (Cooke et al., 2007) en EE. UU., por lo que nuestro estudio presentaría resultados muy conservadores.

El análisis de impacto en salud estimó que una reducción global de 1 de µg/m³ de PM_{2,5} en el año 2014 lograría evitar más del doble de la mortalidad atribuible que en el estudio preliminar (Boldo et al., 2011). Asimismo, en este trabajo se ha incorporado el análisis del impacto para causas específicas de mortalidad, como son la cardiopatía isquémica y el cáncer de pulmón, ya que estudios europeos sobre exposición a PM a corto y largo plazo indican que existe una asociación directa con la mortalidad, especialmente con las enfermedades cardiovasculares (Pope and Dockery, 2006).

La cardiopatía isquémica es la primera causa de muerte en España, pese a que la mayor parte de los factores de riesgo (el sedentarismo, la hipertensión o la dislipemia) son conocidos y modificables. La tendencia en la tasa de mortalidad por esta causa muestra que entre 1990 y 2007 el riesgo descendió en España casi un 30%, lo que se ha atribuido a una mejora de los tratamientos y una menor exposición a los factores de riesgo (Bertomeu and Castillo-Castillo, 2008). La exposición a PM ambiental es otro factor de riesgo que potencia la morbilidad y la mortalidad cardiovasculares debido a efectos agudos (Peters et al., 2001) y crónicos (Pope, III et al., 2004), y se están investigando los mecanismos por los que podría causar efectos

sistémicos cardiovasculares (Bhaskaran et al., 2011). La evidencia acumulada durante la última década indica que la parte más importante de la mortalidad causada por la contaminación atmosférica se debe a las enfermedades cardiovasculares, ocasionando que la mortalidad por cardiopatía isquémica podría aumentar en un 18% por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento de PM_{2,5} (Pope, III et al., 2004). Este hecho ha llevado a proponer que se considere la exposición a estas partículas como un nuevo factor de riesgo cardiovascular modificable. Según nuestros resultados, España podría evitar más de un 3% de la mortalidad por esta causa, si la implantación de las medidas de mejora de la calidad del aire fuera efectiva.

En lo que se refiere al cáncer de pulmón, el tabaco es considerado el principal factor de riesgo, lo que se refleja en diferencias en la tendencia de las tasas de mortalidad por este tumor en hombres y mujeres. En varones, aunque continúa siendo el tumor con mayores tasas de mortalidad, dicha tasa descendió en España un 1% por cada año desde los años 90, mientras que en mujeres se incrementó en un 3% por año (Cabanés et al., 2010). La exposición a PM_{2,5} está reconocida actualmente como otro de los principales factores de riesgo modificables del cáncer de pulmón (Thacker et al., 2005). Nuevas evidencias científicas avalan la relación entre la exposición a PM_{2,5} y esta enfermedad, habiéndose estimado que 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento en las concentraciones de PM_{2,5} está asociado con un incremento del 15 al 27% en la mortalidad por cáncer de pulmón (Turner et al., 2011). Según nuestros resultados, España podría evitar hasta un 2,6% de la mortalidad por esta causa mediante la reducción de PM_{2,5} en el aire.

Recientemente, Pope y sus colaboradores (Pope et al., 2011) han evaluado la relación exposición-respuesta para la mortalidad por causas cardiovasculares y por cáncer de pulmón en relación con la exposición a las PM_{2,5}, concluyendo que esta relación es cualitativamente diferente para el cáncer de pulmón (casi lineal) frente a la mortalidad cardiovascular (no lineal). Estos resultados son relevantes dado que en los estudios de EIS realizados hasta el momento se suelen aplicar las FCR asumiendo relaciones lineales entre las concentraciones de PM_{2,5} y los efectos en salud evaluados, lo que podría estar infra-estimando el impacto de la exposición a niveles bajos de PM_{2,5} en la mortalidad por cardiovasculares.

Finalmente, nuestro estudio presenta por primera vez a nivel nacional una estimación de los beneficios económicos atribuibles a la contaminación atmosférica. Las valoraciones económicas suscitan cada vez más interés, constituyendo uno de los elementos clave de decisión en las políticas públicas que pretenden reducir los riesgos ambientales. La contaminación atmosférica provoca múltiples efectos adversos en la salud y una gran carga social a largo plazo en términos de esperanza y calidad de vida. Para tener en cuenta la incertidumbre que supone elegir un determinado VMVE de entre los disponibles en la bibliografía, en este trabajo se han empleado los VMVE procedentes de dos estudios, uno nacional y otro europeo (Abellán JM et al., 2011; European Commission, 2005b). El valor obtenido en el programa ExternE (European Commission, 2005b), basado en tres países

Europeos, ya ha sido utilizado por el programa CAFE (Hurley et al., 2005) y por otros análisis españoles (Perez et al., 2009). Dado que la voluntad de pagar no es comparable entre países (Mould Quevedo et al., 2009), se utilizó el VMVE estimado en España en el caso de muerte por accidente de tráfico, un contexto que difiere de la contaminación atmosférica por varios factores, como la edad y la condición de salud (Alberini et al., 2004). Para corregir esta desviación, el VSL estimado en España para tráfico se corrigió por un factor de corrección de 1,8 (Dekker et al., 2011). En cualquier caso, los VMVE utilizados en esta EIS están en consonancia con los estimados por otros estudios europeos específicamente para la contaminación atmosférica (Alberini and Chiabai, 2007). No obstante, en España debería potenciarse la investigación para establecer un VMVE que refleje específicamente los riesgos por contaminación atmosférica, para facilitar el desarrollo de EIS que contemplen valoraciones económicas para la orientación de intervenciones en materia de salud pública.

En conclusión, la contaminación atmosférica constituye uno de los riesgos medioambientales más significativos para la salud, provocando tanto efectos agudos como crónicos. Dado que la exposición a los contaminantes atmosféricos es un riesgo modificable y que está en gran medida fuera del control individual, las autoridades públicas tienen la responsabilidad de adoptar medidas de mejora de la calidad del aire considerando las evidencias científicas que existen al respecto. El cumplimiento de los valores recomendados por las directivas europeas debe representar una prioridad en salud pública para minimizar los riesgos derivados de la exposición a PM_{2,5} y un objetivo factible mediante las intervenciones planteadas en España. Sin embargo, dado que no se conoce un umbral de PM por debajo del cual desaparezcan los efectos nocivos para la salud, para la mejora del estado general de la salud de la población, es preciso seguir fomentando metas cada vez más ambiciosas que persigan la reducción máxima de las concentraciones de contaminantes en el aire.

10.5 Material suplementario

Resumen de medidas políticas consideradas en el modelo de calidad del aire en España (año 2007 como escenario de referencia y año 2014 como escenario proyectado)

SNAP Group	Policy and measure	Reference
1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 & 10	Strategy for saving energy and improving efficiency (E4)	ME, 2003
1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 & 10	Action plan for the implementation of the E4 in the period 2005-2007	IDAE, 2005a
1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 & 10	Action plan for the implementation of E4 in the period 2008-2012	IDAE, 2007
1, 2, 3, 7, 8	Activation plan on energy saving and energy efficiency, 2008-2011	IDAE, 2008
1, 2, 3, 4, 5, 7 & 9	Plan for the electricity and gas sectors	ME, 2002 and 2006 update
1, 2, 3, 4, 5, 7 & 9	Plan for the electricity and gas sectors 2008-2016	MITyC, 2008
1, 2, 3, 7, 8 & 9	Plan for the increase of renewable energies	IDAE, 2005b
1	Directive 2001/80/EC for Large Combustion Plants (Royal Decree 430/2004 & National Plan on Emissions Reduction from Large Combustion Plants, MITyC, 2007)	EC, 2001
1	BREF on Large Combustion Plants	EIPPCB, 2006a
1, 4	BREF on Refineries	EIPPCB, 2003a
2	Edification technical code (Royal Decree 314/2006)	MV, 2006
2, 6	National plan for house accessibility	MV, 2005
1, 2, 3, 7 & 8	Directive related to the quality of petrol and diésel fuels. Directives 2011/63, 2009/30, 2005/33, 2003/30, 2003/17, 1999/32, 98/70 y 93/12	EC, 2011, EC, 2009, EC, 2003a
1, 5	National coal plan	MITyC, 2006
1, 2, 3, 4, 5, 7, 8 & 9	Spanish Climate Change and Clean Energy Strategy, horizon 2007-2012-2020	CM, 2007
2, 3, 4, 6, 7, 9, 10 & 11	Population projections for 2009-2019	INE, 2009
3, 4	BREF on Iron and Steel production	EIPPCB, 2001a
3	BREF on Ferrous Metal processing	EIPPCB, 2001b
3, 4	BREF on Non-Ferrous Metal processes	EIPPCB, 2001c
3, 4	BREF on Cement and Lime production	EIPPCB, 2001d
3	BREF on Glass manufacture	EIPPCB, 2001e
4	BAT on nitric acid manufacture	EFMA, 2000c
4	BAT on ammonia manufacture	EFMA, 2000a
4	BAT on ammonium nitrate manufacture	EFMA, 2000b
4	BREF on Chlor-Alkali manufacture	EIPPCB, 2001f
4	BREF on Large Volume Organic Chemicals	EIPPCB, 2003b
4	BREF on Pulp and Paper manufacture	EIPPCB, 2001g
4, 6, 7, 8	Strategic Plan for Transport Infrastructures	MF, 2005
4, 5	Directive on the control of volatile organic compounds (VOC) emissions.	EC, 1994
4, 8	OSPAR Convention	EC, 1997
4	BREF on Food, Drink and Milk processes	EIPPCB, 2006b
6	Directive on the limitation of emissions of VOC due to the use of organic solvents	EC, 2004b
6	BREF on Textile processing	EIPPCB, 2003c
7	EURO Norms	
7	Spanish Strategy of Sustainable Mobility	MF, 2009
8	Directive against the emission of pollutants from engines in non-road mobile machinery (Directives 2002/88 & 2004/26)	EC, 2002
9 & 10	Waste plans (Integrated National Waste Plan 2008-2015)	MMA, 2008
9	Directive on packaging and packaging waste	EC, 2004a
9, 10 & 11	Spanish Forestry Plan	MMA, 2002
10 & 11	National Plan for rural development	MARM, 2009
10 & 11	Reform of the CAP. Medium-Term prospects for agricultural markets and income in the EU.	EC, 2003b

Referencias del material suplementario

CM, 2007. Acuerdo del Consejo de Ministros de 2 de noviembre de 2007 por el que se aprueba la Estrategia Española de Cambio Climático y Energía Limpia. Horizonte 2007-2012-2020 y su Plan de Medidas Urgentes.

EC, 1994. European Parliament and Council Directive 94/63/EC of 20 December 1994 on the control of volatile organic compound (VOC) emissions resulting from the storage of petrol and its distribution from terminals to service stations.

EC, 1997. Council Decision 98/249/EC of 7 October 1997 on the conclusion of the Convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (Paris Convention).

EC, 1999. Commission Recommendation of 5 February 1999 on the reduction of CO₂ emissions from passenger cars.

EC, 2001. Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants.

EC, 2002. Directive 2002/88/EC of the European Parliament and of the Council of 9 December 2002 amending Directive 97/68/EC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures against the emission of gaseous and particulate pollutants from internal combustion engines to be installed in non-road mobile machinery.

EC, 2003a. Directive 2003/17/EC of the European Parliament and of the Council of 3 March 2003 amending Directive 98/70/EC relating to the quality of petrol and diesel fuels.

EC, 2003b. Reform of the Common Agricultural Policy. Medium-term prospects for agricultural markets and income in the European Union. Directorate General for Agriculture. European Commission.

EC, 2004a. Directive 2004/12/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste.

EC, 2004b. Directive 2004/42/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain paints and varnishes and vehicle refinishing products and amending Directive 1999/13/EC.

EC, 2009. Directive 2009/30/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 98/70/EC as regards the specification of petrol, diésel and gas-oil and introducing a mechanism to monitor and reduce greenhouse gas emissions and amending Council Directive 1999/32/EC as regards the specification of fuel used by inland waterway vessels and repealing Directive 93/12/EEC.

EC, 2011. Commission Directive 2011/63/EU of 1 June 2011 amending, for the purpose of its adaptation to technical progress, Directive 98/70/EC of the European Parliament and of the Council relating to the quality of petrol and diésel fuels.

EFMA, 2000a. Document on best available techniques for ammonia manufacture.

EFMA, 2000b. Document on best available techniques for ammonium nitrate manufacture.

EFMA, 2000c. Document on best available techniques for nitric acid manufacture.

EIPPCB, 2001a. Reference document on best available techniques for iron and steel production.

EIPPCB, 2001b. Reference document on best available techniques for ferrous metal processing.

EIPPCB, 2001c. Reference document on best available techniques for non-ferrous metal processes.

EIPPCB, 2001d. Reference document on best Available techniques for cement and lime production.

EIPPCB, 2001e. Reference document on best available techniques for glass manufacture.

EIPPCB, 2001f. Reference document on best available techniques for chlor-alkali manufacture.

EIPPCB, 2001g. Reference document on best available techniques for pulp and paper manufacture.

EIPPCB, 2003a. Reference document on best available techniques for refineries.

EIPPCB, 2003b. Reference document on best available techniques for large volume organic chemicals.

EIPPCB, 2003c. Reference document on best available techniques for textile processing.

EIPPCB, 2006a. Reference document on best available techniques for large combustion plant.

EIPPCB, 2006b. Reference document on best available techniques for food, drink and milk processes.

IDAE (Instituto para el Ahorro y la Diversificación de la Energía), 2005a. Plan de acción 2005-2007 de la estrategia de ahorro y eficiencia energética en España 2004-2012.

IDAE (Instituto para el Ahorro y la Diversificación de la Energía), 2005b. Plan de energías renovables en España (2005-2010).

IDAE (Instituto para el Ahorro y la Diversificación de la Energía), 2007. Plan de Acción 2008-2012 de la estrategia de ahorro y eficiencia energética en España 2004-2012.

IDAE (Instituto para el Ahorro y la Diversificación de la Energía), 2008. Plan de activación del ahorro y la eficiencia energética 2008-2011.

INE (Instituto Nacional de Estadística), 2009. Proyección de la Población de España a Corto Plazo (2009-2019). www.ine.es.

MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), 2009. Plan estratégico nacional de desarrollo rural (2007-2013). Versión 2009.

ME (Ministerio de Economía), 2002. Informe de planificación de los sectores de electricidad y gas 2002-2011. Desarrollo de las redes de transporte 2002-2011. And the 2006 update for the period 2005-2011 (March 2006).

ME (Ministerio de Economía), 2003. Estrategia de ahorro y eficiencia energética en España 2004-2012. Secretaría de Estado de Energía, Desarrollo industrial y de la Pequeña y Mediana empresa.

MF (Ministerio de Fomento), 2005. Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte (PEIT) 2005-2020.

MF (Ministerio de Fomento), 2009. Estrategia Española de Movilidad Sostenible.

MITyC (Ministerio de Industria, Turismo y Comercio), 2006. Plan Nacional de Reserva Estratégica de Carbón 2006-2012 y Nuevo Modelo de Desarrollo Integral y Sostenible de las Comarcas Mineras.

MITyC (Ministerio de Industria, Turismo y Comercio), 2007. Plan nacional de reducción de emisiones de las grandes instalaciones de combustión existentes.

MITyC (Ministerio de Industria, Turismo y Comercio), 2008. Planificación de los sectores de Electricidad y Gas 2008-2016. Desarrollo de redes de transporte.

MMA, 2008. Plan Nacional Integrado de Residuos 2008-2015 (PNIR).

MMA, 2002. Plan Forestal Español (2002-2032). Aprobado por Consejo de Ministros el 5 de julio de 2002. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

MV, 2005. Plan Nacional de Vivienda 2005-2008, para favorecer el acceso de los ciudadanos a la vivienda. BOE de miércoles 13 de julio de 2005.

MV, 2006. Código Técnico de la Edificación.

**11. LA INSTITUCIONALIZACIÓN DE
LA EVALUACIÓN DE IMPACTO EN
SALUD EN QUEBEC: ¿UN MODELO
FACTIBLE EN ESPAÑA?**

11.1 Introducción

El Informe Lalonde (Lalonde M, 1974), la Declaración de Alma Ata (OMS, 1978) y la Carta de Ottawa (WHO, 1986) continúan siendo una referencia mundial a la hora de elaborar nuevas políticas de salud pública. Estos documentos ya planteaban que las acciones gubernamentales procedentes de distintos ámbitos, no sólo del sector de la salud, son eficaces para actuar en la mejora de la salud de la población y para combatir los riesgos que la amenazan.

El Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad (MSPSI) ha hecho público recientemente el anteproyecto de la nueva LGSP (MSPSI, 2010). Dicha Ley debería modernizar la organización y el enfoque de la salud pública según el conocimiento actual, y abordar aspectos hasta ahora no tratados en regulaciones previas (Urbanos, 2010a; Urbanos, 2010b), como es el caso de la EIS. Esta nueva reforma normativa y organizativa de la salud pública podría suponer una gran oportunidad para institucionalizar e impulsar la implantación de la EIS en España.

Siguiendo el Consenso de Gotemburgo, la EIS se define como la “combinación de procedimientos, métodos e instrumentos que permiten juzgar los posibles efectos de una intervención (política, un programa o proyecto) en la salud de una población, y la distribución de los potenciales efectos en la misma” (WHO, 1999b). Se basa en un modelo de salud holístico al integrar los determinantes sociales de la salud. Recientemente, se ha reconocido que la EIS es una vía para el desarrollo de la estrategia de la Salud en Todas las Políticas (STP), que implica el compromiso de todos los sectores para introducir la dimensión salud en las políticas sectoriales (Ståhl T et al., 2006).

En el contexto europeo, la EIS sigue siendo una metodología recomendada por organizaciones internacionales, como la OMS, pero sin una regulación normativa (WHO, 1999b). No obstante, en ciertos ámbitos regionales de Alemania y de Polonia, y ámbitos locales de Alemania, Polonia y Bélgica se han desarrollado procesos de regulación legal para proporcionar a la EIS un marco de actuación (Wismar M, 2006). Asimismo, en el Cantón de Ginebra (Suiza) la Ley de Sanidad de 2006 capacita al gobierno para que pueda solicitar una EIS ante cualquier proyecto legislativo que pudiera ocasionar efectos adversos en la salud (Loi santé, 2006). Recientemente, la Ley de Salud Pública (LSP) de la Comunidad Autónoma española de Islas Baleares ha contemplado también la EIS (LSP Illes Balears, 2010).

En el ámbito internacional, el Sur de Australia destaca por su modelo de desarrollo de Salud en Todas las Políticas y la aplicación específica de la EIS, que ha quedado contemplada en su nueva LSP (Gobierno Australia, 2010). Por otra parte, la provincia canadiense de Quebec institucionalizó la EIS incorporándola en la LSP (LSP Quebec, 2001), lo que ha supuesto el establecimiento de toda una estructura integrada por diversos elementos. Dada la importancia que tendrá la nueva LGSP y a la vista del interés mostrado por el MSPSI respecto a la EIS,

parece pertinente analizar los elementos que serían necesarios para institucionalizar dicha práctica en España. En este sentido, la experiencia quebequense podría servir de referencia y ajustarse al modelo que se pretende adoptar en España. A la vista del esquema desarrollado en Quebec, este trabajo reflexiona sobre cómo podría articularse el proceso de implantación de la EIS para promover la STP en España.

11.2 Material y métodos

Se contactó con los máximos responsables canadienses del Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud (CCNPPS) (CCNPPS, 2012), que está emplazado en el Instituto de Salud Pública de Quebec (INSPQ) (INSPQ, 2012) y financiado por la Agencia de Salud Pública de Canadá (ASPC, 2012). La selección del CCNPPS estuvo motivada porque entre sus objetivos se encuentra la EIS de políticas públicas en vigor o en proceso de elaboración, así como la promoción de nuevas políticas saludables en Canadá.

Entre julio y diciembre de 2010, se concertaron entrevistas con responsables y profesionales de diversas instituciones públicas para clarificar el proceso de institucionalización de la EIS en Quebec. Además de los centros mencionados anteriormente, se planificaron reuniones con responsables del Ministerio de Sanidad y de Servicios Sociales de la provincia de Quebec (MSSS) (MSSS, 2012) y del Grupo de Estudios sobre Políticas Públicas y Salud (GEPPS) (GEPPS, 2012). Todos los entrevistados fueron seleccionados por su amplia vinculación o experiencia en el campo de la EIS.

El guión de las diez entrevistas realizadas contuvo tanto cuestiones generales como preguntas específicas en función de la institución. Básicamente las reuniones comenzaban con una descripción de la situación de la EIS en España. Posteriormente, los temas clave tratados eran los siguientes:

1. Desarrollo histórico y marco legal de la EIS.
2. Competencias y papel de la institución en relación con la EIS.
3. Relación con otras instituciones implicadas en el proceso de la EIS.
4. Métodos y herramientas desarrollados para el análisis de los impactos de intervenciones sobre la salud.
5. Programas de investigación del proceso EIS.
6. Sistemas de evaluación de la actividad EIS.
7. Otra información de interés para abordar la institucionalización de la EIS.
8. Recomendaciones para la implantación de la EIS en España.

Los encuentros permitieron recopilar documentación, materiales y experiencias de las diferentes instituciones consultadas. La información aportada por los expertos sirvió para analizar el marco legal de la EIS, las relaciones entre instituciones con competencias en EIS, el

programa de investigación del proceso de la EIS, las herramientas desarrolladas para la transferencia del conocimiento, así como la actividad en EIS realizada hasta el momento. Una vez conocido el sistema implementado en Quebec, se comparó con la situación española y se identificaron las necesidades potenciales asociadas a la práctica de la EIS en España.

11.3 Resultados

Desarrollo de un marco legislativo y de programas de salud pública en Quebec

El artículo 54 de la LSP (LSP Quebec, 2001), en vigor desde el 2002, es el más señalado con relación a la EIS en Quebec. Por un lado, se establece que el ministro de Sanidad y Servicios Sociales es el consejero del gobierno en las cuestiones de salud pública. Su misión es asesorar a otros ministros sobre la conveniencia de sus medidas en relación con la promoción de la salud y la adopción de políticas públicas saludables. Por otra parte, se crea la obligación de consultar al MSSS cuando se elaboren leyes y reglamentos que pudieran causar un impacto negativo significativo sobre la salud. Aunque en sentido estricto el artículo sólo contempla leyes y reglamentos, se puede solicitar consejo voluntariamente sobre cualquier tipo de intervención. Finalmente, el Programa Nacional de Salud Pública (PNSP) (2003-2012) (PNSP, 2003) forma parte de las medidas previstas en la LSP y supone una apuesta firme en favor de la acción intersectorial, tanto horizontal como vertical, en el ámbito local, regional y provincial.

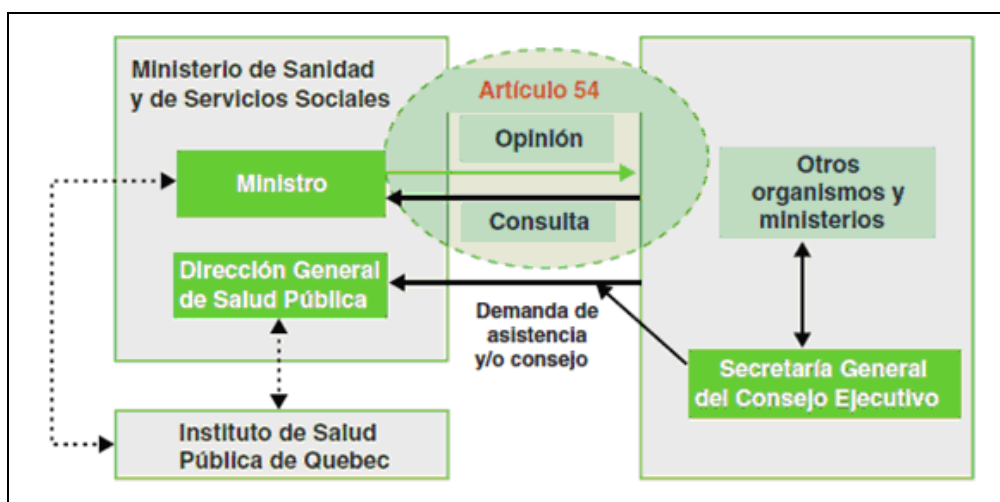
Establecimiento de un sistema de relaciones institucionales para promover políticas saludables

La Dirección General de Salud Pública (DGSP) del MSSS de Quebec es la encargada de la aplicación del artículo 54. El INSPQ, creado en 1998, desempeña un papel de asesoramiento al MSSS y constituye un centro de referencia en materia de salud pública en Quebec. Existe un acuerdo formal entre el MSSS y el INSPQ para realizar las actividades de desarrollo y de transferencia de conocimientos que sean necesarias para favorecer la aplicación del artículo. Desde el 2005, el INSPQ alberga el CCNPPS, lo que permite el intercambio de experiencias relacionadas con la EIS entre ambas instituciones.

Una red de representantes ministeriales coordinados desde el MSSS respalda la implantación de la EIS e impulsa las acciones intersectoriales. La responsabilidad del cumplimiento del artículo ha obligado al MSSS a formalizar un procedimiento interno para el tratamiento de las demandas relativas a la EIS. Asimismo, ha sido necesaria la difusión de herramientas metodológicas que animen la toma de decisiones. Una guía práctica sobre la EIS (MSSS, 2006) orienta el análisis del impacto sobre la salud de las intervenciones propuestas. Además, el MSSS desarrolló un documento de sensibilización sobre determinantes de la salud y del bienestar (MSSS, 2007).

La Figura 1 muestra las interacciones que se establecen entre los actores de las diversas instituciones implicadas en el marco del artículo 54. El MSSS tiene capacidad de iniciativa para emitir un dictamen de opinión sobre las intervenciones de los otros ministerios y organismos. A su vez, éstos deben consultar al ministro o solicitar asistencia a la DGSP, que puede dirigirse al INSPQ para resolver las cuestiones pendientes a través de su red de expertos. Finalmente, la Secretaría General del Consejo Ejecutivo juega un papel estratégico antes de la aprobación de una ley o un reglamento, ya que puede dirigirse a la DGSP si considera que la intervención propuesta puede tener repercusiones sobre la salud que no han sido contempladas por el promotor (Gagnon F et al., 2008; Héroux de Sève J et al., 2008).

Figura 1. Sistema de relaciones institucionales establecidas en el marco del artículo 54 de la Ley de Salud Pública de Quebec (Canadá).



Por otra parte, de las entrevistas realizadas se desprende que la EIS se concibe por las autoridades quebequenses como un enfoque estratégico o una “filosofía de acción”, más que como un proceso de investigación. El éxito de la implantación de la EIS requiere trazar nuevas formas de cooperación entre todos los actores. En este sentido, la gestión horizontal de políticas está siendo progresivamente generalizada en el gobierno quebequense, lo que fomenta una cultura de colaboración propicia para la adopción de políticas intersectoriales que benefician a la salud. Además, se trabaja con la filosofía de obtener acuerdos mutuamente ventajosos, conocidos como “ganador-ganador”. Finalmente, cabe resaltar que una de las recomendaciones señaladas por los expertos quebequenses sería el reforzamiento del papel del MSPS y de las relaciones institucionales españolas.

Creación de un programa de investigación del proceso de la EIS

El GEPPS (GEPPS, 2012) se creó en 2005 por iniciativa de la Escuela Nacional de Administración Pública, la Télé-université (UQAM) y la Universidad de Laval. Colabora con el MSSS, el INSPQ, el CCNPPS, el Observatorio de la Administración Pública y el Centro de Investigación y Conocimientos en Evaluación (CREXE) en el desarrollo de políticas públicas más saludables. Su financiación depende de subvenciones recibidas de un Programa de Acciones Coordinadas para desarrollar proyectos de investigación sobre el análisis del proceso de toma de decisiones, la evaluación prospectiva del impacto en salud y la transferencia de conocimientos. Entre los programas de investigación desarrollados, pueden citarse el análisis del Reglamento de la calidad del agua potable, la Política gubernamental de educación de adultos y de formación continua o el Plan de acción gubernamental en materia de lucha contra la pobreza y la exclusión social (Gagnon F and Turgon J, 2007).

Desarrollo y transferencia del conocimiento

El INSPQ produce y entrega al MSSS informes científicos que documentan el impacto de las políticas públicas sobre la salud. Además, el acuerdo existente entre el MSSS y el INSPQ abarca el desarrollo de herramientas y actividades que incrementen el acceso al conocimiento científico en el desarrollo de políticas. Tanto el Portal de Políticas Públicas y Salud (Portail PPS, 2012) (creado en el 2005) como el Blog de Políticas Públicas y Salud (Blogue PPS, 2012) (creado en el 2010) son ventanas públicas que han sabido aprovechar las tecnologías de la información para establecer canales más eficientes de participación y comunicación entre los gobiernos, los investigadores y la sociedad civil.

Sistema de evaluación de la actividad EIS desarrollada en Quebec

La información sobre el origen y el número de peticiones que recibe el MSSS, la historia de la consulta y el análisis del proceso quedan registrados en un control sistemático de las demandas procesadas. El MSSS debe rendir cuentas anualmente a la Asamblea Nacional sobre las actividades emprendidas y los objetivos alcanzados, lo que sirve para valorar el estado de la integración de la EIS en el desarrollo de políticas y en el proceso decisional de otros sectores gubernamentales.

El Servicio de Orientación en Salud Pública de la DGSP del MSSS ha gestionado un total de 183 solicitudes, la mayoría leyes y reglamentos, en el periodo comprendido entre abril de 2003 y enero de 2008. El 70% de dichas demandas proceden solamente de cuatro ministerios y, en la mayor parte de los casos, es el Ministerio del Consejo Ejecutivo el que se dirige al MSSS. Finalmente, los promotores se dirigen al MSSS fundamentalmente en el momento de tomar decisiones, lo que aumenta la probabilidad de que los resultados de la evaluación estén presentes en la decisión final (Héroux de Sève J et al., 2008).

La Tabla 1 resume y compara los elementos con los que cuentan Quebec y España en relación con la EIS. La categorización establecida se basa en el modelo propuesto por Dolowitz y Marsh (1996, 2000) (Dolowitz D and Marsh D, 1996; Dolowitz D and Marsh D, 2000) sobre la transferencia de políticas.

Tabla 1. Comparación del estado de implantación de la evaluación de impacto en salud en Quebec (Canadá) y España.

Dimensión	Quebec (Canadá)	España (administración central)
Política	LSP de Quebec (el art. 54 establece el mandato de la evaluación del impacto en la salud)	Anteproyecto de LGSP española (con artículos en los que se contempla la evaluación del impacto en la salud) La LGSP establece las bases para implementar la evaluación del impacto en la salud en el ámbito nacional, autonómico y local
Objetivos	Promoción de la salud Coherencia de políticas Cambio de cultura a largo plazo	Promoción, prevención y protección de la salud Equidad y reducción de desigualdades sociales en salud Principio general de «Salud en todas las políticas»
Instrumentos	Programa Nacional de Salud Pública (contempla la evaluación del impacto en la salud) Guía práctica sobre la evaluación del impacto en la salud Guía sobre determinantes de salud Procedimiento interno de atención de solicitudes sobre evaluación del impacto en la salud en el MSSS Colaboración establecida entre las diversas instituciones con el objetivo de la evaluación del impacto en la salud (MSSS, INSPQ, CCNPPS, GEPPS) Función estratégica del consejo ejecutivo Medio de comunicación: Portal de Políticas Públicas y Salud Medio de participación: Blog de Políticas Públicas y Salud	Proyecto del Plan Nacional de Salud y Medio Ambiente (no contempla la evaluación del impacto en la salud) ^a La LGSP prevé la formación y la educación en evaluación del impacto en la salud A desarrollar Colaboración establecida entre el MSPSI y el ISCIII, pero sin objetivo de evaluación del impacto en la salud A desarrollar La LGSP prevé informar a los ciudadanos sobre los beneficios y los riesgos de las intervenciones políticas La LGSP prevé garantizar el derecho de los ciudadanos a participar en la elaboración de políticas A desarrollar
Estructuras	Equipo de dos profesionales de la evaluación del impacto en la salud del MSSS Red de representantes ministeriales para la evaluación del impacto en la salud	La LGSP promoverá el conocimiento, la aceptación y el uso de la evaluación del impacto en la salud por sectores no sanitarios La LGSP prevé la creación de la Red Española de Expertos en Salud Pública con competencia en evaluación del impacto en la salud La LGSP prevé promover la investigación en evaluación del impacto en la salud
Valores e ideas	Financiación de un programa de investigación: GEPPS (financiación por proyectos) Responsabilidad de otros sectores Inclusión de impactos positivos en la salud Gestión horizontal Apoyo a la toma de decisiones (papel no autoritario del MSSS) Acuerdos «ganador-ganador» Desarrollo y transferencia de conocimientos	Mejora de políticas sanitarias y no sanitarias Coordinación, cohesión, equidad, transparencia, participación social y uso del conocimiento científico Agilizar el proceso de evaluación de intervenciones Difundir los valores añadidos que aporta la evaluación del impacto en la salud en salud pública
Instituciones	Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales (DGSP con departamentos que gestionan a nivel provincial el proceso de evaluación del impacto en la salud) Instituto Nacional de Salud Pública de Quebec (con competencias en evaluación del impacto en la salud a nivel provincial) Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud (financiación federal)	MSPSI (DGSP sin departamentos que gestionen el proceso de evaluación del impacto en la salud) ISCIII del Ministerio de Ciencia e Innovación (sin competencias en evaluación del impacto en la salud) La LGSP prevé la creación del Centro de Evaluación de Políticas e Intervenciones de Salud Pública

Categorización de la tabla siguiendo el modelo de Dolowitz y Marsh (1996, 2000)^{26,27}.

MSSS: Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales (Quebec); DGSP: Dirección General de Salud Pública del MSSS; INSPQ: Instituto Nacional de Salud Pública de Quebec; CCNPPS: Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud; GEPPS: Grupo de Estudios sobre las Políticas Públicas y la Salud (Quebec); LSP: Ley de Salud Pública de Quebec; MSPSI: Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad (España); ISCIII: Instituto de Salud Carlos III (España); LGSP: Ley General de Salud Pública de España.

^a Existe un informe base para elaborar el Plan Nacional de Salud y Medio Ambiente, pero por el momento dicho plan no está aprobado. <http://www.msps.es/ciudadanos/saludAmbLaboral/docs/informeBase.pdf>.

11.4 Discusión

La experiencia de Quebec muestra un paradigma de gran valor para el estudio del proceso de institucionalización de la EIS. Diez años después de la aprobación de la LSP, texto legal que consagró la base jurídica en materia de la EIS, se constata que ha habido avances claros en la atención que se presta a la salud en el proceso de toma de decisiones o durante la formulación y adopción de políticas públicas. Por otra parte, España está impulsando la EIS como un

mecanismo que facilitará la incorporación del principio de STP. Afrontar este reto exigirá una reorientación de las organizaciones de salud pública, la implicación de los sectores no sanitarios y de la ciudadanía, así como esfuerzos añadidos en formación e investigación.

Institucionalización de la EIS en Quebec

En Canadá, la salud es de jurisdicción compartida entre las autoridades federales y las autoridades provinciales y territoriales. La gestión de los sistemas de salud y la provisión de servicios corresponde a las provincias y a los territorios, si bien deben cumplir con las directrices nacionales (CHA, 2012). En el caso de Quebec, el sector de la salud ha integrado históricamente una dimensión social, lo que ha supuesto la existencia actual del MSSS que combina ambas misiones. Dentro de Canadá, Quebec se caracteriza por sus políticas sociales progresistas y la fuerte institucionalización de la salud pública en todos los niveles administrativos (provincial, regional y local). En virtud de la LSP, cada nivel es responsable de poner en marcha el PNSP de manera conjunta con el resto de niveles administrativos de Quebec. Como la LSP, el PNSP se apoya sobre las cuatro funciones esenciales de salud pública, que son la protección contra los riesgos, la vigilancia del estado de salud de la población, la prevención de enfermedades y la promoción de la salud. Las actividades de promoción de la salud, definida como la acción sobre los determinantes de la salud que caen fuera del ámbito sanitario, forman parte integrante de la responsabilidad de salud pública desde hace más de treinta años en Quebec. Todos estos hechos han llevado a que Quebec sea ampliamente reconocida por su liderazgo en materia de salud pública y, en concreto, en el campo de la EIS.

En el año 2001, la reforma de la LSP consideró importante que todas las funciones esenciales de salud pública ya mencionadas anteriormente tuvieran un respaldo legal y no solamente la protección y la vigilancia, como es tradicional en las leyes de salud pública. El artículo 54 de la LSP constituye una medida que fortalece el mandato de la promoción de la salud, al exigir la consideración de los aspectos de salud por parte de sectores gubernamentales extrasanitarios. Asimismo el reconocimiento legal de la EIS constituye un avance importante para fomentar su desarrollo y para que forme parte de los valores y de la cultura organizativa de todos los sectores del aparato administrativo (Turgeon J, 2005).

La institucionalización de la EIS ha ido dando pasos firmes para incorporar la información disponible sobre los determinantes de la salud en los proyectos de políticas públicas. Los profesionales quebequenses han señalado distintos factores clave para la implantación efectiva de la EIS. En primer lugar, el MSSS juega un rol relevante ya que ayuda a otros ministerios a alcanzar sus propios objetivos, pero impulsando la consideración de los impactos sobre los determinantes de la salud. La existencia de un equipo dedicado a la EIS en el MSSS, incluso aunque sea reducido, es esencial para efectuar las labores de promoción, de cooperación y de coordinación de la red necesaria para la aplicación del artículo 54. Este equipo constituye un

eje transversal de gestión entre la red de representantes ministeriales, los expertos y los mecanismos político-administrativos en el seno de los cuales debe integrarse el proceso EIS.

Otro factor de éxito de la práctica EIS parece ser los vínculos formales creados entre las organizaciones que contribuyen a la producción de conocimiento. El triunvirato formado entre el MSSS, el INSPQ y los equipos de investigación constituye un cauce que permite una circulación relativamente rápida del saber científico para informar la toma de decisiones. Finalmente, es importante señalar que la aplicación de la EIS requiere promover y mantener una cultura de colaboración estrecha dentro de una organización fuertemente comprometida con la salud y donde se priorice la gestión horizontal y los acuerdos “ganador-ganador”.

Por otra parte, la EIS se entiende como un enfoque estratégico más que como un proceso de investigación. Aunque se reconoce que la investigación es indispensable, el objetivo último de la EIS es el de promover la aplicación práctica del conocimiento científico para que se contemplen los efectos de las decisiones sobre los determinantes de la salud. Los encuestados también insistieron en la función de estímulo que juega el artículo 54. En consecuencia, más allá de la mera implantación de actividades que resultan obligadas por mandato legal, deben destacarse los beneficios colaterales y los múltiples efectos positivos por encima de los esperados por la estricta aplicación del citado artículo. A título de ejemplo, podría mencionarse el desarrollo de nuevas vías de intercambios interministeriales, una mejor comprensión del sector de la salud del sistema político-administrativo involucrado en la toma de decisiones y un nuevo interés de los investigadores hacia las políticas públicas saludables. El CCNPPS, financiado por el gobierno federal, ha sido emplazado en Quebec por esta medida innovadora del gobierno provincial, lo que ha reforzado las capacidades de acción del INSPQ al poder aprovechar los recursos pancanadienses e internacionales.

No obstante, el equipo ministerial quebequense debe enfrentarse todavía a importantes retos para la producción de políticas públicas saludables. Actualmente existen múltiples evaluaciones de impacto en el proceso de toma de decisiones, lo que provoca la sobrecarga de los analistas de políticas. Las autoridades gubernamentales se plantean establecer un proceso de evaluación de impacto integrado, donde se debería vigilar que las cuestiones relativas a la salud no sean descuidadas. Otra asignatura pendiente es la implicación efectiva de la comunidad en su conjunto, dado que los recursos de participación (Blogue PPS, 2012) y de comunicación (Portail PPS, 2012) están infrautilizados hasta el momento.

Institucionalización de la EIS en España

El MSPS ha considerado la institucionalización de la EIS como una de las medidas de intervención de salud pública previstas en el anteproyecto de LGSP. En esencia, el espíritu de la LGSP denota la voluntad del Gobierno de incluir la “Salud en Todas las Políticas” que se elaboren desde todos los ámbitos de las Administraciones Públicas. Los principios

manifestados propiciarían un marco favorable para que la EIS tuviera un papel catalizador en la elaboración de políticas intersectoriales. En la LGSP existen varias medidas que apoyarían esta conclusión, como por ejemplo la creación de un Centro de Evaluación de Políticas e Intervenciones en Salud Pública, que entre sus funciones cuenta con evaluar e informar las políticas públicas que tengan un impacto en la salud.

España podría beneficiarse de la experiencia quebequense para afrontar el reto que supone la institucionalización de la EIS. Como en Quebec, el mandato legal español de la EIS podría suponer un impulso decisivo para introducir la salud en la toma de decisiones políticas. En este sentido, parece decisiva la creación de un equipo en el MSPS que anime y sustente el entramado que debe establecerse para la puesta en práctica de la EIS. Además de reforzar el papel del MSPS, la selección de representantes ministeriales a cargo de la EIS y coordinados por el MSPS facilitaría la visibilidad de la salud en el resto de sectores. La definición de esta red de representantes ministeriales favorecería la responsabilidad colectiva de la salud pública y la toma de conciencia del impacto de las políticas no sanitarias en los determinantes de salud. Finalmente, teniendo en cuenta el rol del Consejo Ejecutivo quebequense, España podría plantearse la definición de un órgano y un mecanismo que garantizara que se han vigilado las cuestiones de salud antes de la aprobación de una intervención.

Por otra parte, se requieren cambios estructurales en las formas de organización de la Administración de manera que se facilite el establecimiento y fortalecimiento de las relaciones institucionales. Siguiendo el ejemplo quebequense y considerando lo previsto en la LGSP, la Administración Central debería favorecer una relación más estrecha entre el MSPS, el Instituto de Salud Carlos III y la Red Española de Expertos en Salud Pública para lograr la implantación efectiva de la EIS. Sería preciso que las distintas instituciones estuvieran debidamente organizadas y coordinadas para lograr un conjunto coherente y eficaz en el proceso de decisión. Por último, cabe destacar que la LGSP pretende garantizar el derecho de información y participación de ciudadanos, agentes sociales y sociedades científicas en la elaboración de políticas. Como en Quebec, podrían diseñarse herramientas y técnicas innovadoras que favorecieran y potenciaron la implicación real de la sociedad civil en los aspectos de salud.

Finalmente, la LGSP prevé promover la investigación en EIS, lo que probablemente implicará acortar distancias entre expertos y responsables políticos, así como potenciará la capacidad de influencia en la política real de investigadores y profesionales. La búsqueda del conocimiento debería orientarse desde el inicio hacia una aplicación práctica en salud pública, hacia la acción y la mejora del bienestar de la población. Este hecho facilitaría la compleja tarea de la adopción de decisiones institucionales que exigen una visión global y la necesaria transferencia de conocimiento entre la ciencia y la política.

En conclusión, la sola institucionalización de la EIS en el marco de la LGSP no garantiza por sí misma el éxito de su implantación para avanzar en la incorporación del principio “Salud en

todas las políticas”. La aplicación efectiva de la EIS requiere, además de una firme voluntad política, el establecimiento de toda una estructura organizativa bien diseñada y la asignación de recursos adecuados. La perspectiva de la práctica de la EIS debe fundamentarse en la consideración de la salud como tema transversal en las políticas públicas, en la colaboración intersectorial, en el conocimiento y la investigación, en el fortalecimiento de la acción comunitaria y en el establecimiento de redes de comunicación. La experiencia desarrollada en Quebec muestra un modelo de la institucionalización de la EIS que podría adaptarse a nuestro país teniendo en cuenta la idiosincrasia española.

12. CONCLUSIONES

12.1 Conclusiones del Objetivo Específico 1

1. La reducción de la exposición a $PM_{2,5}$ en ciudades europeas implicaría una disminución sustancial en el número de muertes prematuras por todas las causas y por causas específicas, lo que supondría además un aumento relevante de la esperanza de vida.
2. El establecimiento en la Directiva europea de $15 \mu g/m^3$ como valor límite de la concentración de $PM_{2,5}$, evitaría un 30% más de muertes entre los mayores de 30 años en comparación con el valor de $20 \mu g/m^3$. Todas las ciudades se beneficiarían de una reducción de $3,5 \mu g/m^3$ en el promedio anual de $PM_{2,5}$.

12.2 Conclusiones del Objetivo Específico 2

3. La regulación de valores límite de $PM_{2,5}$ más restrictivos se traduce en mayores beneficios en el ahorro de muertes prematuras de la población de zonas urbanas europeas. El grado de protección de la salud pública viene marcado por el nivel de compromiso de las instituciones internacionales a la hora de establecer los valores límite de $PM_{2,5}$.

12.3 Conclusiones del Objetivo Específico 3

4. La implementación de medidas de control de calidad del aire previstas en los planes oficiales y en la legislación sectorial conseguiría una reducción media de $0,7 \mu g/m^3$ en la concentración de $PM_{2,5}$ en el territorio español, lo que supondría a medio plazo una disminución en la mortalidad prematura de un 0,5%, sobre todo en zonas urbanas e industrializadas.

12.4 Conclusiones del Objetivo Específico 4

5. La puesta en marcha de políticas de control de la calidad del aire en España lograría una reducción media de $1 \mu g/m^3$, lo cual evitaría un 3% de las muertes prematuras por cardiopatía isquémica y un 2,6% de las muertes por cáncer de pulmón, principalmente en zonas urbanas e industrializadas.
6. La reducción de la mortalidad atribuible a la exposición a $PM_{2,5}$ conlleva un elevado beneficio económico, que se puede estimar mediante indicadores relativos al valor monetario de una vida estadística y que puede ser un instrumento útil para la orientación de políticas públicas que pretenden reducir este riesgo ambiental.

12.5 Conclusiones del Objetivo Específico 5

7. La aplicación efectiva de la EIS requiere además de una adecuada legislación, una firme voluntad política, el establecimiento de una estructura organizativa bien diseñada y la asignación de los recursos necesarios. La institucionalización de la EIS en el marco de la LGSP española no garantiza, por sí sola, el éxito de su aplicación en las nuevas políticas.
8. La perspectiva de la práctica de la EIS debe fundamentarse en la colaboración intersectorial, en el conocimiento y la investigación, en el fortalecimiento de la acción comunitaria y en el establecimiento de redes de comunicación: en definitiva, en la consideración de la salud como tema transversal en las políticas públicas.

13. RESÚMENES DE LAS PUBLICACIONES

13.1 Resumen del Objetivo Específico 1

Introducción: APHEIS pretende proporcionar a los responsables europeos de la toma de decisiones, a los profesionales de salud medioambiental y a los ciudadanos en general, información actualizada y útil sobre contaminación atmosférica y salud pública. Durante la tercera fase de APHEIS (APHEIS-3), se cuantificó el impacto de la exposición a largo plazo a $PM_{2.5}$ (partículas en suspensión $<2,5 \mu m$) en la salud pública en términos del número atribuible de muertes y del aumento potencial en la esperanza de vida en 23 ciudades europeas.

Material y métodos: Se utilizó la metodología de Evaluación de Impacto en Salud (EIS) propuesta por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y las líneas directrices marcadas por el programa APHEIS para la recogida de datos y el análisis. Se usó el programa creado por el PSAS-9 para el cálculo del número de casos atribuibles y el software de la OMS (AirQ) para estimar el aumento potencial en la esperanza de vida. Los niveles de $PM_{2.5}$ fueron calculados a partir de las medidas de PM_{10} en la mayoría de las ciudades, aplicando un factor de conversión local o europeo.

Resultados: Se estimó que se podrían prevenir anualmente 16.926 muertes prematuras por todas las causas, incluyendo 11.621 muertes cardiopulmonares y 1.901 muertes por cáncer de pulmón, si la exposición a largo plazo a las $PM_{2.5}$ fuera reducida a $15 \mu g/m^3$ en cada ciudad. Análogamente, esta reducción incrementaría la esperanza de vida en personas mayores de 30 años, en un rango de entre un mes y más de 2 años, en las ciudades participantes en el programa APHEIS.

Conclusiones: Además del número de casos atribuibles, se evaluó el aumento potencial en la esperanza de vida como consecuencia de la reducción de la exposición a largo plazo de las partículas finas, contribuyendo a una mejor cuantificación del impacto de la contaminación atmosférica sobre la salud pública de Europa.

13.2 Resumen del Objetivo Específico 2

Introducción: Recientemente nuevas políticas europeas sobre la calidad del aire ambiente, en concreto la adopción de nuevas normas para las partículas finas ($PM_{2,5}$), han generado un amplio debate en relación con los estándares de calidad del aire que deben establecerse para proteger mejor la salud pública.

Material y métodos: La red APHEIS, que engloba más de 40 millones de habitantes de 26 ciudades europeas, estimó las muertes prematuras por todas las causas que podrían potencialmente prevenirse mediante la reducción de los niveles anuales de $PM_{2,5}$ a 25, 20, 15 y 10 $\mu g/m^3$. Estos escenarios de $PM_{2,5}$ se eligieron considerando los valores límite propuestos respectivamente en el borrador de la nueva Directiva europea, el Parlamento Europeo, la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (EPA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS). Las ciudades APHEIS proporcionaron los datos sobre la salud y la exposición utilizados en este estudio. La función concentración-respuesta (FCR) aplicada procedía del estudio de Pope et al., 2002. Cuando no se disponía de mediciones directas de $PM_{2,5}$, se utilizaban las mediciones de PM_{10} convertidas a $PM_{2,5}$ mediante un factor de conversión local o europeo. Se realizó un análisis de sensibilidad estableciendo distintas asunciones para dos factores clave: la FCR y el factor de conversión para las $PM_{2,5}$.

Resultados: Teniendo en cuenta el enfoque más conservador (“al menos”), se obtuvo que una reducción de la media anual de los niveles de $PM_{2,5}$ a 15 $\mu g/m^3$ supondría que la carga total de mortalidad entre los mayores de 30 años sería de cuatro veces más que el descenso alcanzado por una reducción a 25 $\mu g/m^3$ (1,6% versus 0,4%) y dos veces más que una reducción a 20 $\mu g/m^3$. Si los niveles de $PM_{2,5}$ llegaran a 10 $\mu g/m^3$, el porcentaje de disminución de la mortalidad podría alcanzar hasta más de siete veces (3,0% versus 0,4%).

Conclusiones: Este trabajo muestra que Europa debería establecer estándares más rigurosos para proteger la salud pública, de acuerdo con las propuestas de la comunidad científica y de la OMS.

13.3 Resumen del Objetivo Específico 3

Introducción: Los efectos en la salud relacionados con la exposición a altos niveles de contaminantes del aire han sido descritos en profundidad, y muchos estudios epidemiológicos recientes han mostrado de forma consistente asociaciones positivas entre la exposición a bajas concentraciones de contaminantes del aire y los efectos adversos para la salud, especialmente en el caso de las PM_{2,5}. El objetivo fue estimar el número de muertes evitables asociadas a la reducción de niveles de PM_{2,5} en España.

Material y métodos: Para la evaluación de la exposición, se utilizó el modelo CMAQ (Community Multiscale Air Quality) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. Se simularon escenarios de los niveles de contaminación del aire con una resolución espacial de 18x18 Km². Se compararon dos escenarios diferentes: un escenario de referencia en 2004, basado en el Inventario Nacional de Emisiones de España, y un escenario proyectado para 2011 en el que se estima una reducción de PM_{2,5} fundamentada en los beneficios que podrían obtenerse si se pusieran en marcha determinadas políticas de calidad del aire. Los modelos de calidad del aire incluyeron toda la Península Ibérica, Islas Baleares, Ceuta y Melilla. De acuerdo con las funciones concentración-respuesta seleccionadas para efectuar el análisis (Pope et al., 2002; Laden et al., 2006), se calcularon las tasas de mortalidad para todas las causas (CIE-10: A00-Y98) en los grupos de edad de mayores de 30 años y de 25 a 74 años, utilizando las cifras de mortalidad y población para el periodo 2004-2006. El impacto en la salud se calculó mediante el software BenMAP.

Resultados: Como mejora de la calidad del aire, se cuantificó una reducción media anual de 0,7 µg/m³ en los niveles de PM_{2,5}. Para el grupo de edad mayor de 30 años, el análisis de la EIS estimó anualmente 1.720 (673-2.760) muertes evitables por todas las causas (6 muertes por cada 100.000 habitantes). Para el grupo de edad de 25-74 años, la cifra anual sería de 1.450 (780-2.108) muertes evitables (5 muertes por cada 100.000 habitantes).

Conclusiones: Los resultados mostraron los potenciales beneficios que cabría esperar en la mortalidad general en 2011 si determinadas políticas de control de la contaminación se aplicaran con éxito antes de esa fecha. Tras una serie de adaptaciones específicas, BenMAP podría ser utilizado como una herramienta para la estimación de los impactos en la salud asociados con los cambios en la contaminación del aire en España.

13.4 Resumen del Objetivo Específico 4

Introducción. En España han sido aprobadas diversas medidas de control de la calidad del aire en los últimos años, de las que se espera una reducción futura de las concentraciones de $PM_{2.5}$ y el consecuente impacto positivo en la salud pública. El objetivo fue estimar el impacto en la mortalidad y el beneficio económico atribuible a una reducción en los niveles de $PM_{2.5}$ en España en 2014, en relación con el nivel estimado para 2007.

Material y métodos. Se realizaron modelos de distribución de $PM_{2.5}$ para España para el año 2007 (escenario de referencia) y el año 2014 (escenario proyectado), con una resolución espacial de $16 \times 16 \text{ Km}^2$. Se aplicaron las funciones de concentración-respuesta de Pope et al. (2002, 2004) para calcular el número atribuible de muertes correspondientes a todas las causas, cardiopatía isquémica y cáncer de pulmón en mayores de 30 años (tasas de mortalidad para los años 2005-07). La valoración económica se basó en diferentes valores monetarios de una vida estadística.

Resultados. La reducción media global de $PM_{2.5}$ sería de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2014. La mortalidad atribuible a esta reducción sería de 4.163 (rango 1.635-6.669) por todas las causas (15 por 100.000 habitantes), 1.143 (rango 922-1.362) por cardiopatía isquémica (4 por 100.000 habitantes) y 500 (rango 228-767) por cáncer de pulmón (2 por 100.000 habitantes). El beneficio económico se estimó entre 5.000 y 10.000 millones de euros.

Conclusiones. La implantación efectiva de las medidas de calidad del aire en España, en un escenario con proyección a corto plazo, supondría un descenso apreciable de las concentraciones de $PM_{2.5}$, que redundaría en notables beneficios en salud y económicos.

13.5 Resumen del Objetivo Específico 5

Introducción. En Canadá, Quebec institucionalizó el proceso de la Evaluación de Impacto en Salud (EIS) incluyéndola en la Ley de Salud Pública (LSP). En España, el Ministerio de Sanidad y Política Social (MSPS) está en un proceso de reforma de la LSP, donde está prevista la inclusión de la EIS. Este estudio revisa los elementos que han llevado a la implantación efectiva de la EIS en Quebec y reflexiona sobre la posible aplicación del modelo quebequense en el contexto español.

Material y métodos. Se recopiló información aportada en entrevistas realizadas en diversas instituciones de salud pública quebequenses. El modelo de Quebec se comparó con la situación española para identificar las necesidades potenciales asociadas a la práctica de la EIS en España.

Resultados. Las instituciones de salud pública quebequenses han desarrollado una estrategia para la aplicación efectiva de la EIS. Se fundamenta en varias medidas: creación de una red de representantes ministeriales, desarrollo de un procedimiento interno en el Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales para responder a las solicitudes formuladas, elaboración de guías metodológicas, creación de programas de investigación, refuerzo de los mecanismos de transferencia de conocimientos y establecimiento de herramientas de comunicación y participación.

Conclusiones. La regulación legal de la EIS no garantiza el éxito de su implantación. La institucionalización de la EIS requiere establecer una estructura bien diseñada y la asignación de recursos adecuados. La experiencia desarrollada en Quebec muestra un modelo de implantación de la EIS que podría adaptarse a nuestro país considerando los elementos de la idiosincrasia española.

14. BIBLIOGRAFÍA

1. Abbey,D.E., Nishino,N., McDonnell,W.F., Burchette,R.J., Knutsen,S.F., Lawrence,B.W., and Yang,J.X. (1999) Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am. J. Respir. Crit Care Med* 159: 373-382.
2. Abbey,D.E., Ostro,B.E., Petersen,F., and Burchette,R.J. (1995) Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants. *J Expo. Anal. Environ. Epidemiol* 5: 137-159.
3. Abellán JM, Martínez JE, Méndez I, Pinto JL, and Sánchez FI. (2011) El valor monetario de una vida estadística en España. Estimación en el contexto de los accidentes de tráfico. Universidad de Murcia y Universidad Pablo Olavide (Sevilla). Consultado: 25/07/2012. Disponible en: <http://www.msc.es/profesionales/saludPublica/prevPromocion/Lesiones/JornadaDecenioAccionSeguridadVial/docs/InformeVVEJorgeMartinez.pdf>
4. Abt Associates Inc. Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP Version 4.0.27). Bethesda, MD. Prepared for Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Innovative Strategies and Economic Group. Research Triangle Park, NC. Consultado: 25/06/2010. Disponible en: <http://www.epa.gov/air/benmap/>
5. Abt Associates Inc (2010a) BenMAP. User's Manual. Appendices. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. Consultado: 25/06/2010. Disponible en: <http://www.epa.gov/air/benmap/models/BenMAPManualAppendicesAugust2010.pdf>
6. Abt Associates Inc (2010b) BenMAP. User's manual. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. Consultado: 25/10/2010. Disponible en: <http://www.epa.gov/air/benmap/models/BenMAPManualAugust2010.pdf>
7. Ackermann-Lieblich,U., Kuna-Dibbert,B., Probst-Hensch,N.M., Schindler,C., Felber,D.D., Stutz,E.Z. et al. (2005) Follow-up of the Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA 2) 1991-2003: methods and characterization of participants. *Soz. Präventivmed.* 50: 245-263.
8. Alberini,A., Cropper,M., Krupnick,A., and Simon,N.B. (2004) Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada. *Journal of Environmental Economics and Management* 48: 769-792.
9. Alberini,A. and Chiabai,A. (2007) Urban environmental health and sensitive populations: How much are the Italians willing to pay to reduce their risks? *Regional Science and Urban Economics* 37: 239-258.
10. Alonso,E., Martínez,T., and Cambra,K. (2005) Evaluación en cinco ciudades españolas del impacto en salud de la contaminación atmosférica por partículas. Proyecto europeo APHEIS. *Rev. Esp. Salud Publica* 79: 297-308.
11. Anderson,H.R. (2009) Air pollution and mortality: A history. *Atmospheric Environment* 43: 142-152.
12. Anderson,J.O., Thundiyil,J.G., and Stolbach,A. (2012) Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *J. Med Toxicol.* 8:166-75.
13. Anenberg,S.C., Horowitz,L.W., Tong,D.Q., and West,J.J. (2010) An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environ. Health Perspect.* 118: 1189-1195.
14. APHEKOM (2011) Consultado: 8/07/2012. Disponible en: <http://www.aphekom.org/>

15. Araujo,J.A. (2011) Are ultrafine particles a risk factor for cardiovascular diseases? *Rev. Esp. Cardiol.* 64: 642-645.
16. Araujo,J.A. and Nel,A.E. (2009) Particulate matter and atherosclerosis: role of particle size, composition and oxidative stress. *Part Fibre. Toxicol.* 6: 24.
17. ASPC (2012) Agencia de Salud Pública de Canadá. Consultado: 12/07/2012. Disponible en: <http://www.phac-aspc.gc.ca/index-fra.php>.
18. Atteslander,P. and Schneider,B. (1996) SAPALDIA Study. Swiss study on Air Pollution and Respiratory Diseases in Adults. *Am. J. Respir. Crit Care Med* 153: 462-463.
19. Bae,H.J. and Park,J. (2009) Health benefits of improving air quality in the rapidly aging Korean society. *Sci Total Environ.* 407: 5971-5977.
20. Ballester,D.F., Saez,Z.M.,onso Fustel,M.E., Taracido,T.M., Ordonez Iriarte,J.M., Aguinaga,O., I et al. (1999a) [The EMECAM project: the Spanish Multicenter Study on the Relationship between Air Pollution and Mortality. The background, participants, objectives and methodology]. *Rev. Esp. Salud Publica* 73: 165-175.
21. Ballester,D.F., Saez,Z.M., Perez-Hoyos,S., Daponte,C.A., Bellido Blasco,J.B., Canada,M.A. et al. (1999b) [The EMECAM project: a discussion of the results in the participating cities. Estudio Multicentrico Español sobre la Relación entre la Contaminación Atmosférica y la Mortalidad]. *Rev. Esp. Salud Publica* 73: 303-314.
22. Ballester,F., Medina,S., Boldo,E., Goodman,P., Neuberger,M., Iniguez,C., and Kunzli,N. (2008) Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* 62: 98-105.
23. Ballester,F., Rodriguez,P., Iniguez,C., Saez,M., Daponte,A., Galan,I. et al. (2006) Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *J. Epidemiol. Community Health* 60: 328-336.
24. Ballester,F., Saez,M., Daponte,A., Ordonez,J.M., Taracido,M., Cambra,K. et al. (2005) [The EMECAS Project: Spanish multicentre study on short-term health effects of air pollution]. *Rev. Esp. Salud Publica* 79: 229-242.
25. Bayer-Oglesby,L., Grize,L., Gassner,M., Takken-Sahli,K., Sennhauser,F.H., Neu,U. et al. (2005) Decline of ambient air pollution levels and improved respiratory health in Swiss children. *Environ. Health Perspect.* 113: 1632-1637.
26. Beelen,R., Hoek,G., van den Brandt,P.A., Goldbohm,R.A., Fischer,P., Schouten,L.J. et al. (2008a) Long-term exposure to traffic-related air pollution and lung cancer risk. *Epidemiology* 19: 702-710.
27. Beelen,R., Hoek,G., van den Brandt,P.A., Goldbohm,R.A., Fischer,P., Schouten,L.J. et al. (2008b) Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ. Health Perspect.* 116: 196-202.
28. Bell,M.L. and Davis,D.L. (2001) Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environ. Health Perspect.* 109 Suppl 3: 389-394.
29. Bell,M.L., Davis,D.L., Gouveia,N., Borja-Aburto,V.H., and Cifuentes,L.A. (2006) The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, Sao Paulo, and Mexico City. *Environ. Res.* 100: 431-440.

30. Bell,M.L., Ebisu,K., Peng,R.D., Walker,J., Samet,J.M., Zeger,S.L., and Dominici,F. (2008) Seasonal and regional short-term effects of fine particles on hospital admissions in 202 US counties, 1999-2005. *Am. J. Epidemiol.* 168: 1301-1310.
31. Benbrahim-Tallaa,L., Baan,R.A., Grosse,Y., Lauby-Secretan,B., El Ghissassi,F., Bouvard,V. et al. Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine exhausts and some nitroarenes. *The Lancet Oncology* 13[7], 663-664. 1-7-2012.
32. Bertomeu,V. and Castillo-Castillo,J. (2008) Situación de la enfermedad cardiovascular en España. Del riesgo a la enfermedad. *Revista Española de Cardiología* 08: 2-9.
33. Bhaskaran,K., Wilkinson,P., and Smeeth,L. (2011) Cardiovascular consequences of air pollution: what are the mechanisms? *Heart* 97: 519-520.
34. Biggeri,A., Baccini,M., Bellini,P., and Terracini,B. (2005) Meta-analysis of the Italian studies of short-term effects of air pollution (MISA), 1990-1999. *Int. J. Occup. Environ. Health* 11: 107-122.
35. Biggeri,A., Bellini,P., and Terracini,B. (2004) [Meta-analysis of the Italian studies on short-term effects of air pollution--MISA 1996-2002]. *Epidemiol. Prev.* 28: 4-100.
36. Blogue PPS (2012) Blogue Politiques Publiques et Santé. Consultado: 25/07/2012. Disponible en: <http://www.inspq.qc.ca/politiquespubliques/page/A-propos-.aspx>
37. Boldo,E., Linares,C., Lumbreras,J., Borge,R., Narros,A., Garcia-Perez,J. et al. (2011) Health impact assessment of a reduction in ambient PM_{2.5} levels in Spain. *Environ. Int* 37: 342-348.
38. Boldo,E., Medina,S., LeTertre,A., Hurley,F., Mucke,H.G., Ballester,F. et al. (2006) Aphis: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities. *Eur J Epidemiol* 21: 449-458.
39. Borge,R., Lumbreras,J., and Rodriguez,E. (2008) Development of a high-resolution emission inventory for Spain using the SMOKE modelling system: A case study for the years 2000 and 2010. *Environmental Modelling & Software* 23: 1026-1044.
40. Brauer,M., Amann,M., Burnett,R.T., Cohen,A., Dentener,F., Ezzati,M. et al. (2012) Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution. *Environ. Sci. Technol.* 46: 652-660.
41. Brauer,M., Hoek,G., Van Vliet,P., Meliefste,K., Fischer,P.H., Wijga,A. et al. (2002) Air Pollution from Traffic and the Development of Respiratory Infections and Asthmatic and Allergic Symptoms in Children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 166: 1092-1098.
42. Brook,R.D., Rajagopalan,S., Pope,C.A., III, Brook,J.R., Bhatnagar,A., ez-Roux,A.V. et al. (2010) Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121: 2331-2378.
43. Brunekreef,B. (1997) Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occup. Environ. Med.* 54: 781-784.
44. Brunekreef,B. (2007) Health effects of air pollution observed in cohort studies in Europe. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 17 Suppl 2: S61-S65.
45. Brunekreef,B., Beelen,R., Hoek,G., Schouten,L., Bausch-Goldbohm,S., Fischer,P. et al. (2009) Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: the NLCS-AIR study. *Res Rep. Health Eff. Inst* 5-71.

46. Brunekreef,B. and Forsberg,B. (2005) Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur. Respir. J* 26: 309-318.
47. Brunekreef,B. and Holgate,S.T. (2002) Air pollution and health. *The Lancet* 360: 1233-1242.
48. Byun,D. and Schere,K.L. (2006) Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. *Appl. Mech. Rev.* 59: 51-77.
49. Byun,D. and Ching,J. (1999) Science algorithms of the EPA models-3 community multiscale air quality (CMAQ) modeling system [microform] / edited by D.W. Byun and J.K.S. Ching. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
50. Cabanes,A., Vidal,E., Aragones,N., Perez-Gomez,B., Pollan,M., Lope,V., and Lopez-Abente,G. (2010) Cancer mortality trends in Spain: 1980-2007. *Ann. Oncol.* 21 Suppl 3: iii14-iii20.
51. CAFE (2005a) Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Thematic Strategy on Air Pollution COM(2005) 446. Consultado: 18/07/2012. Disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2005:0446:FIN:EN:PDF>
52. CAFE (2005b) Cost-benefit analysis: baseline analysis 2000 to 2020. AEAT/ED51014/Baseline Issue 5. Didcot, Oxon: AEA Technology, 2005: 59. Consultado: 08/08/2007. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/activities/pdf/cba_baseline_results2000_2020.pdf.
53. CCNPPS (2012) Centre de collaboration nationale sur les politiques publiques et la santé. Consultado 12/08/2012. Disponible en: <http://www.ccnpps.ca/fr/>
54. CHA (2012) Canada Health Act. Consultado 20/07/2012. Disponible en: <http://laws.justice.gc.ca/en/C-6/>.
55. Chen,H., Goldberg,M.S., and Villeneuve,P.J. (2008) A systematic review of the relation between long-term exposure to ambient air pollution and chronic diseases. *Rev. Environ. Health* 23: 243-297.
56. Chen,L.H., Knutsen,S.F., Shavlik,D., Beeson,W.L., Petersen,F., Ghamsary,M., and Abbey,D. (2005) The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: Are females at greater risk? *Environ. Health Perspect.* 113: 1723-1729.
57. Ciocco,A. and Thompson,D.J. (1961) A follow-up of Donora ten years after: methodology and findings. *Am. J. Public Health Nations. Health* 51: 155-164.
58. Clancy,L., Goodman,P., Sinclair,H., and Dockery,D.W. (2002) Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet* 360: 1210-1214.
59. Cohen,A.J., Ross,A.H., Ostro,B., Pandey,K.D., Krzyzanowski,M., Kunzli,N. et al. (2005) The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J. Toxicol. Environ. Health A* 68: 1301-1307.
60. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP) (2000) Long-term effects of particles on health. COMEAP/20000/17, London, UK. 2000. Consultado: 16/07/2012. Disponible en: http://comeap.org.uk/images/stories/Documents/Statements/Lt_effects_particles_on_Mort_2001/Longterm_effects_of_particles_on_health_2000.pdf

61. Cooke,R.M., Wilson,A.M., Tuomisto,J.T., Morales,O., Tainio,M., and Evans,J.S. (2007) A probabilistic characterization of the relationship between fine particulate matter and mortality: elicitation of European experts. *Environ. Sci. Technol.* 41: 6598-6605.
62. Cormier,S.A., Lomnicki,S., Backes,W., and Dellinger,B. (2006) Origin and health impacts of emissions of toxic by-products and fine particles from combustion and thermal treatment of hazardous wastes and materials. *Environ. Health Perspect.* 114: 810-817.
63. Craig,L., Brook,J.R., Chiotti,Q., Croes,B., Gower,S., Hedley,A. et al. (2008) Air Pollution and Public Health: A Guidance Document for Risk Managers. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues* 71: 588-698.
64. Crouse,D.L., Peters,P.A., van,D.A., Goldberg,M.S., Villeneuve,P.J., Brion,O. et al. (2012) Risk of Non-accidental and Cardiovascular Mortality in Relation to Long-term Exposure to Low Concentrations of Fine Particulate Matter: A Canadian National-level Cohort Study. *Environ. Health Perspect.* 120: 708-714.
65. Dales,R.E., Cakmak,S., Vidal,C.B., and Rubio,M.A. (2012) Air pollution and hospitalization for acute complications of diabetes in Chile. *Environ. Int.* 46C: 1-5.
66. Davidson,K., Hallberg,A., McCubbin,D., and Hubbell,B. (2007) Analysis of PM_{2.5} using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP). *J Toxicol. Environ. Health A* 70: 332-346.
67. Dekker,T., Brouwer,R., Hofkes,M., and Moeltner,K. (2011) The Effect of Risk Context on the Value of a Statistical Life: a Bayesian Meta-model. *Environmental and Resource Economics* 49: 597-624.
68. Diaz,J., Alberdi,J.C., Pajares,M.S., Lopez,C., Lopez,R., Lage,M.B., and Otero,A. (2001) A model for forecasting emergency hospital admissions: effect of environmental variables. *J Environ. Health* 64: 9-15.
69. Diaz,J., Tobias,A., and Linares,C. (2012) Saharan dust and association between particulate matter and case-specific mortality: a case-crossover analysis in Madrid (Spain). *Environ. Health* 11: 11.
70. Dockery,D.W., Pope,C.A., III, Xu,X., Spengler,J.D., Ware,J.H., Fay,M.E. et al. (1993) An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 329: 1753-1759.
71. Dolowitz D and Marsh D (1996) Who Learns What From Whom: a Review of the Policy Transfer Literature. *Political Studies* 44: 343-57.
72. Dolowitz D and Marsh D (2000) Learning from Abroad: the Role of Policy Transfer in Contemporary Policy-Making. *Governance* 13(1): 5-24.
73. Dominici,F., Peng,R.D., Bell,M.L., Pham,L., McDermott,A., Zeger,S.L., and Samet,J.M. (2006) Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295: 1127-1134.
74. Dominici,F., Peng,R.D., Zeger,S.L., White,R.H., and Samet,J.M. (2007) Particulate air pollution and mortality in the United States: did the risks change from 1987 to 2000? *Am. J. Epidemiol.* 166: 880-888.
75. Downs,S.H., Schindler,C., Liu,L.J., Keidel,D., Bayer-Oglesby,L., Brutsche,M.H. et al. (2007) Reduced exposure to PM₁₀ and attenuated age-related decline in lung function. *N. Engl. J. Med* 357: 2338-2347.

76. Ebel, S., Brauer, M., Cyrys, J., Tuch, T., Kreyling, W.G., Wichmann, H.E., and Heinrich, J. (2001) Air quality in postunification Erfurt, East Germany: associating changes in pollutant concentrations with changes in emissions. *Environ. Health Perspect.* 109: 325-333.
77. EC working group report on particulate matter (2002) Guidance to Member States on PM₁₀ monitoring and intercomparisons with the reference methods. 69 pages. Consultado: 9/07/2012. Disponible en: <http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/finalwgreporten.pdf>
78. Eilstein, D., Declercq, C., Prouvost, H., Pascal, L., Nunes, C., Filleul, L. et al. (2004) [The impact of air pollution on health. The "Programme de Surveillance Air et Sante 9 villes" (Air and Health surveillance program in 9 cities)]. *Presse Med* 33: 1323-1327.
79. Enstrom, J.E. (2005) Fine particulate air pollution and total mortality among elderly Californians, 1973-2002. *Inhal. Toxicol.* 17: 803-816.
80. EU Directive (1996) Council Directive 96/62/CE on evaluation and control of air quality.
81. EU Directive (1999) Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. Official Journal of the European Communities L163, 41-60.
82. EU Directive (2008) Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.
83. European Commission (2005a) Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe. Advanced preliminary version.
84. European Commission (2005b) ExternE-Externalities of Energy-Methodology 2005 Update. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Consultado: 16/08/2012. Disponible en: <http://www.externe.info/>
85. European Parliament (2006) Cleaner air in Europe: more ambitious targets but greater flexibility. Consultado: 17/07/2012. Disponible en: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//NONSGML+IM-PRESS+20060922IPR10875+0+DOC+PDF+V0//EN&language=EN>
86. Eurostat (2011) Real GDP growth rate. Consultado: 15/07/2012. Disponible en: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>
87. Fann, N., Bell, M.L., Walker, K., and Hubbell, B. (2011) Improving the linkages between air pollution epidemiology and quantitative risk assessment. *Environ. Health Perspect.* 119: 1671-1675.
88. Fann, N., Fulcher, C.M., and Hubbell, B.J. (2009) The influence of location, source, and emission type in estimates of the human health benefits of reducing a ton of air pollution. *Air Qual Atmos. Health* 2: 169-176.
89. Fann, N., Lamson, A.D., Anenberg, S.C., Wesson, K., Risley, D., and Hubbell, B.J. (2012a) Estimating the national public health burden associated with exposure to ambient PM_{2.5} and ozone. *Risk Anal.* 32: 81-95.
90. Fann, N., Lamson, A.D., Anenberg, S.C., Wesson, K., Risley, D., and Hubbell, B.J. (2012b) Response to cox letter: "miscommunicating risk, uncertainty, and causation: fine particulate air pollution and mortality risk as an example". *Risk Anal.* 32: 768-770.
91. Feo, B.F., Mur, G.P., Martinez, C., Tobias, A., Suarez, L., Guerra, F. et al. (2007) Air pollution and seasonal asthma during the pollen season. A cohort study in Puertollano and Ciudad Real (Spain). *Allergy* 62: 1152-1157.

92. Filleul,L., Rondeau,V., Vandentorren,S., Le Moual,N., Cantagrel,A., Annesi-Maesano,I. et al. (2005) Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup. Environ. Med* 62: 453-460.
93. Filleul,L., Zeghnoun,A., Declercq,C., Le,G.C., Le,T.A., Eilstein,D. et al. (2001) [Short-term relationships between urban atmospheric pollution and respiratory mortality: time series studies]. *Rev. Mal Respir.* 18: 387-395.
94. Finkelstein,M.M., Jerrett,M., and Sears,M.R. (2004) Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *Am. J. Epidemiol.* 160: 173-177.
95. Firket J (1931) The cause of the symptoms found in the Meuse Valley during the fog of December, 1930. *Bull Acad R Med Belgium* 11, 683-741.
96. Forsberg,B., Hansson,H.C., Johansson,C., Areskoug,H., Persson,K., and Jarvholm,B. (2005) Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio.* 34: 11-19.
97. Franklin,M., Koutrakis,P., and Schwartz,P. (2008) The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality. *Epidemiology* 19: 680-689.
98. Franklin,M., Zeka,A., and Schwartz,J. (2007) Association between PM_{2.5} and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 17: 279-287.
99. Friedman,M.S., Powell,K.E., Hutwagner,L., Graham,L.M., and Teague,W.G. (2001) Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA* 285: 897-905.
100. Gagnon F, Turgeon J, and Dallaire C (2008) L'évaluation d'impact sur la santé au Québec: lorsque la loi devient levier d'action. Les politiques publiques et l'évaluation d'impact sur la santé. *Télescope*.Volume 14, numéro 2, printemps-été 2008. Consultado 10/07/2012. Disponible en: http://www.enap.ca/OBSERVATOIRE/docs/Telescope/Volumes12-15/Telv14n2_gagnon_al.pdf.
101. Gagnon F and Turgon J (2007) Santé, bien-être et formulation de politiques publiques au Québec. Huit études de cas. Résumés. GEPPS. Mai 2007. Consultado 29/07/2012. Disponible en: <http://www.gepps.enap.ca/GEPPS/docs/Resumedesetudesdecas/GEPPSDocumentsyntheseetudesdecas.pdf>.
102. Galan,I., Tobias,A., Banegas,J.R., and Aranguéz,E. (2003) Short-term effects of air pollution on daily asthma emergency room admissions. *Eur. Respir. J.* 22: 802-808.
103. Gehring,U., Cyrus,J., Sedlmeir,G., Brunekreef,B., Bellander,T., Fischer,P. et al. (2002) Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life. *Eur Respir J* 19: 690-698.
104. Gehring,U., Heinrich,J., Kramer,U., Grote,V., Hochadel,M., Sugiri,D. et al. (2006) Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women. *Epidemiology* 17: 545-551.
105. GEPPS (2012) Groupe d'étude sur les politiques publiques et la santé. Consultado 13/08/2012. Disponible en: <http://www.gepps.enap.ca/fr/accueil.aspx?sortcode=1>.
106. Gobierno Australia (2010) Department of Health, Government of South Australia. The South Australian approach to Health in All Policies. 2010. Consultado: 17/07/2012. Disponible en:

- <http://www.sahealth.sa.gov.au/wps/wcm/connect/public+content/sa+health+internet/health+reform/health+in+all+policies>.
107. Goldberg,M.S., Bailar,J.C., III, Burnett,R.T., Brook,J.R., Tamblyn,R., Bonvalot,Y. et al. (2000) Identifying subgroups of the general population that may be susceptible to short-term increases in particulate air pollution: a time-series study in Montreal, Quebec. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 7-113.
 108. Goldberg,M.S., Burnett,R.T., Bailar,J.C., III, Brook,J., Bonvalot,Y., Tamblyn,R. et al. (2001a) The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. 1. Nonaccidental mortality. *Environ. Res.* 86: 12-25.
 109. Goldberg,M.S., Burnett,R.T., Bailar,J.C., III, Brook,J., Bonvalot,Y., Tamblyn,R. et al. (2001b) The association between daily mortality and ambient air particle pollution in Montreal, Quebec. 2. Cause-specific mortality. *Environ. Res.* 86: 26-36.
 110. Goldberg,M.S., Burnett,R.T., Valois,M.F., Flegel,K., Bailar,J.C., III, Brook,J. et al. (2003) Associations between ambient air pollution and daily mortality among persons with congestive heart failure. *Environ. Res.* 91: 8-20.
 111. Goldberg,M.S., Burnett,R.T., Yale,J.F., Valois,M.F., and Brook,J.R. (2006) Associations between ambient air pollution and daily mortality among persons with diabetes and cardiovascular disease. *Environ. Res.* 100: 255-267.
 112. Griffin,D.W. (2007) Atmospheric movement of microorganisms in clouds of desert dust and implications for human health. *Clin. Microbiol. Rev.* 20: 459-77, table.
 113. Guaita,R., Pichiule,M., Mate,T., Linares,C., and Diaz,J. (2011) Short-term impact of particulate matter (PM(2.5)) on respiratory mortality in Madrid. *Int. J. Environ. Health Res.* 21: 260-274.
 114. Hales,S., Blakely,T., and Woodward,A. (2012) Air pollution and mortality in New Zealand: cohort study. *J. Epidemiol. Community Health* 66: 468-473.
 115. Hatzakis,A., Katsouyanni,K., Kalandidi,A., Day,N., and Trichopoulos,D. (1986) Short-term effects of air pollution on mortality in Athens. *Int. J Epidemiol.* 15: 73-81.
 116. Hedley,A.J., Wong,C.M., Thach,T.Q., Ma,S., Lam,T.H., and Anderson,H.R. (2002) Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulphur content of fuel in Hong Kong: an intervention study. *Lancet* 360: 1646-1652.
 117. Heinrich,J., Hoelscher,B., Frye,C., Meyer,I., Pitz,M., Cyrys,J. et al. (2002) Improved air quality in reunified Germany and decreases in respiratory symptoms. *Epidemiology* 13: 394-401.
 118. Héroux de Sève J, Druet C, and Pigeon M (2008) À la frontière des responsabilités des ministères et organismes publics: l'application de l'article 54 de la Loi sur la santé publique. Bilan et perspectives 2002-2007. Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec. Consultado 16/07/2012. Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2008/08-245-02.pdf>.
 119. Hoek,G., Brunekreef,B., Goldbohm,S., Fischer,P., and van den Brandt,P.A. (2002) Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360: 1203-1209.
 120. Hoek,G., Fischer,P., Van Den,B.P., Goldbohm,S., and Brunekreef,B. (2001) Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. *J Expo. Anal. Environ. Epidemiol* 11: 459-469.

121. Host,S., Larrieu,S., Pascal,L., Blanchard,M., Declercq,C., Fabre,P. et al. (2008) Short-term associations between fine and coarse particles and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in six French cities. *Occup. Environ. Med* 65: 544-551.
122. Hurley,F., Hunt,A., Cowie,H., Holland,M., Miller,B.G., Pye,S., and Watkiss,P. (2005) Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Didcot. UK: AEA Technology Environment. Consultado: 13/07/2012. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol2.pdf
123. IEc (Industrial Economics, Incorporated) (2006) Expanded expert judgment assessment of the concentration-response relationship between PM_{2.5} exposure and mortality. Prepared for EPA's Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. Consultado: 18/07/2012. Disponible en: http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/Uncertainty/pm_ee_report.pdf.
124. Imboden,M., Schwartz,J., Schindler,C., Curjuric,I., Berger,W., Liu,S.L. et al. (2009) Decreased PM₁₀ exposure attenuates age-related lung function decline: genetic variants in p53, p21, and CCND1 modify this effect. *Environ. Health Perspect.* 117: 1420-1427.
125. INE. Instituto Nacional de Estadística. Consultado: 20/07/2012. Disponible en: www.ine.es.
126. INSPQ (2012) Institut national de santé publique du Québec. Consultado: 17/07/2012. Disponible en: <http://www.inspq.qc.ca/>
127. Janssen,N., Gerlofs-Nijland ME., Lanki T., Salonen R., Cassee,F.R., Hoek,G. et al. (2012) Health effects of black carbon. WHO Regional Office for Europe. Consultado: 13/07/2012. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf.
128. Jerrett,M., Burnett,R.T., Ma,R., Pope,C.A., III, Krewski,D., Newbold,K.B. et al. (2005) Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 16: 727-736.
129. Jimenez,E., Linares,C., Martinez,D., and Diaz,J. (2011) Particulate air pollution and short-term mortality due to specific causes among the elderly in Madrid (Spain): seasonal differences. *Int. J. Environ. Health Res.* 21: 372-390.
130. Jimenez,E., Linares,C., Rodriguez,L.F., Bleda,M.J., and Diaz,J. (2009) Short-term impact of particulate matter (PM_{2.5}) on daily mortality among the over-75 age group in Madrid (Spain). *Sci Total Environ.* 407: 5486-5492.
131. Kampa,M. and Castanas,E. (2008) Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.* 151: 362-367.
132. Kappos,A.D., Bruckmann,P., Eikmann,T., Englert,N., Heinrich,U., Hoppe,P. et al. (2004) Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207: 399-407.
133. Katsouyanni,K., Samet,J.M., Anderson,H.R., Atkinson,R., Le,T.A., Medina,S. et al. (2009) Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 5-90.
134. Katsouyanni,K., Touloumi,G., Samoli,E., Gryparis,A., Le Tertre,A., Monopolis,Y. et al. (2001) Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 12: 521-531.

135. Katsouyanni,K., Touloumi,G., Spix,C., Schwartz,J., Balducci,F., Medina,S. et al. (1997a) Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Air Pollution and Health: a European Approach. BMJ* 314: 1658-1663.
136. Katsouyanni,K., Zmirou,D., Spix,C., Sunyer,J., Schouten,J.P., Ponka,A. et al. (1997b) Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiologic time series data. The APHEA Project. *Air Pollution Health Effects--A European Approach. Public Health Rev.* 25: 7-18.
137. Kelly,F., Armstrong,B., Atkinson,R., Anderson,H.R., Barratt,B., Beevers,S. et al. (2011) The London low emission zone baseline study. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 3-79.
138. Kelsall,J.E., Zeger,S.L., and Samet,J.M. (1999) Frequency Domain Log-linear Models; Air Pollution and Mortality. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)* 48: 331-344.
139. Krewski,D., Burnett,R.T., Goldberg,M.S., Hoover,B.K., Siemiatycki,J., Jerrett,M. et al. (2003) Overview of the reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *J. Toxicol. Environ. Health A* 66: 1507-1551.
140. Krewski,D., Jerrett,M., Burnett,R.T., Ma,R., Hughes,E., Shi,Y. et al. (2009) Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. *Res Rep. Health Eff. Inst* 5-114.
141. Krzyzanowski,M. (1997) Methods for assessing the extent of exposure and effects of air pollution. *Occup. Environ. Med* 54: 145-151.
142. Krzyzanowski,M. (2008) WHO Air Quality Guidelines for Europe. *J. Toxicol. Environ. Health A* 71: 47-50.
143. Krzyzanowski,M., Cohen,A., and Anderson,R. (2002) Quantification of health effects of exposure to air pollution. *Occup. Environ. Med* 59: 791-793.
144. Kunzli,N. (2005) Unifying susceptibility, exposure, and time: discussion of unifying analytic approaches and future directions. *J. Toxicol. Environ. Health A* 68: 1263-1271.
145. Kunzli,N., Kaiser,R., Medina,S., Studnicka,M., Chanel,O., Filliger,P. et al. (2000) Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 356: 795-801.
146. Kunzli,N., Medina,S., Kaiser,R., Quenel,P., Horak,F., Jr., and Studnicka,M. (2001) Assessment of deaths attributable to air pollution: should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am. J. Epidemiol.* 153: 1050-1055.
147. Kunzli,N. and Tager,I.B. (2005) Air pollution: from lung to heart. *Swiss. Med Wkly.* 135: 697-702.
148. Lacasana,M., Esplugues,A., and Ballester,F. (2005) Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *Eur. J. Epidemiol.* 20: 183-199.
149. Laden,F., Schwartz,J., Speizer,F.E., and Dockery,D.W. (2006) Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir. Crit Care Med* 173: 667-672.
150. Lalonde M (1974) A new perspective on the health of Canadians: a working document. Ottawa: Health and Welfare Canada. Consultado 10/08/2012. Disponible en: http://www.hc-sc.gc.ca/hcs-sss/alt_formats/hpb-dgps/pdf/pubs/1974-lalonde/lalonde-eng.pdf.

151. Larrieu,S., Jusot,J.F., Blanchard,M., Prouvost,H., Declercq,C., Fabre,P. et al. (2007) Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: the PSAS program. *Sci. Total Environ.* 387: 105-112.
152. Lazcano-Ponce,E., Fernandez,E., Salazar-Martinez,E., and Hernandez-Avila,M. (2000) [Cohort studies. Methodology, biases, and application]. *Salud Publica Mex.* 42: 230-241.
153. Le Tertre,A., Medina,S., Samoli,E., Forsberg,B., Michelozzi,P., Boumghar,A. et al. (2002a) Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Community Health* 56: 773-779.
154. Le Tertre,A., Quenel,P., Eilstein,D., Medina,S., Prouvost,H., Pascal,L. et al. (2002b) Short-term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary. *Arch. Environ. Health* 57: 311-319.
155. Lee,Y.L., Hwang,B.F., Chen,Y.A., Chen,J.M., and Wu,Y.F. (2012) Pulmonary function and incident bronchitis and asthma in children: a community-based prospective cohort study. *PLoS One* 7: e32477.
156. Lepeule,J., Laden,F., Dockery,D., and Schwartz,J. (2012) Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: An Extended Follow-Up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009. *Environ. Health Perspect.* 120: 965-970.
157. LGSP (2011). Ley 33/2011, de 4 de octubre, General de Salud Pública. Consultado: 14/08/2012. Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2011/10/05/pdfs/BOE-A-2011-15623.pdf>
158. Lin,W., Huang,W., Zhu,T., Hu,M., Brunekreef,B., Zhang,Y. et al. (2011) Acute respiratory inflammation in children and black carbon in ambient air before and during the 2008 Beijing Olympics. *Environ. Health Perspect.* 119: 1507-1512.
159. Linares,C. and Diaz,J. (2009) [Impact of particulate matter with diameter of less than 2.5 microns [PM_{2.5}] on daily hospital admissions in 0-10-year-olds in Madrid. Spain [2003-2005]]. *Gac. Sanit.* 23: 192-197.
160. Linares,C. and Diaz,J. (2010a) Short-term effect of concentrations of fine particulate matter on hospital admissions due to cardiovascular and respiratory causes among the over-75 age group in Madrid, Spain. *Public Health* 124: 28-36.
161. Linares,C. and Diaz,J. (2010b) Short-term effect of PM_{2.5} on daily hospital admissions in Madrid (2003-2005). *Int J Environ. Health Res* 20: 129-140.
162. Lipfert,F.W., Baty,J.D., Miller,J.P., and Wyzga,R.E. (2006) PM_{2.5} constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U.S. military veterans. *Inhal. Toxicol.* 18: 645-657.
163. Lipfert,F.W., Perry,H.M., Jr., Miller,J.P., Baty,J.D., Wyzga,R.E., and Carmody,S.E. (2000) The Washington University-EPRI Veterans' Cohort Mortality Study: preliminary results. *Inhal. Toxicol.* 12 Suppl 4: 41-73.
164. Lodovici,M. and Bigagli,E. (2011) Oxidative stress and air pollution exposure. *J. Toxicol.* 2011: 487074.
165. Logan,W.P. (1953) Mortality in the London fog incident, 1952. *Lancet* 1: 336-338.
166. Loi santé (2006) République et Canton de Genève (Suisse). Loi sur la santé du 7 avril 2006. Art. 4.2. Consultado: 15/08/2012. Disponible en: http://www.geneve.ch/legislation/rsg/f/rsg_k1_03.html.

167. Lopez-Villarrubia,E., Ballester,F., Iniguez,C., and Peral,N. (2010) Air pollution and mortality in the Canary Islands: a time-series analysis. *Environ. Health* 9: 8.
168. LSP Andalucía (2012) Ley 16/2011, de 23 de diciembre, de Salud Pública de Andalucía. Consultado 15/07/2012. Disponible en: <http://www.juntadeandalucia.es/boja/2011/255/d4.pdf>
169. LSP Cataluña (2009) Ley 18/2009, de 22 de octubre, de Salud Pública. Consultado 15/07/2012. Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2009/11/16/pdfs/BOE-A-2009-18178.pdf>
170. LSP Illes Balears (2010) Ley 16/2010, de 28 de diciembre, de Salud Pública de las Illes Balears. Consultado 15/08/2012. Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2011/02/04/pdfs/BOE-A-2011-2108.pdf>.
171. LSP Quebec (2001) Loi sur la santé publique, 2001. Consultado 16/07/2012. Disponible en: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&ile=S_2_2/S2_2.html.
172. Lumbreras,J., Borge,R., de Andres,J.M., and Rodriguez,E. (2008) A model to calculate consistent atmospheric emission projections and its application to Spain. *Atmospheric Environment* 42: 5251-5266.
173. Maclure,M. (1991) The case-crossover design: a method for studying transient effects on the risk of acute events. *Am. J Epidemiol.* 133: 144-153.
174. Maclure,M. and Mittleman,M.A. (2000) Should we use a case-crossover design? *Annu. Rev. Public Health* 21: 193-221.
175. Manahan SE (2007) *Introducción a la química ambiental*. Editorial Reverte.
176. MARM (2010) Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera 1990-2008. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
177. MARM (2011) Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera 1990-2009. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
178. Martinez,N.F., Simon-Soria,F., and Lopez-Abente,G. (2004) [Evaluation of the impact of the heat wave in the summer of 2003 on mortality]. *Gac Sanit* 18 Suppl 1: 250-258.
179. Martuzzi,M., Galassi,C., Ostro,B., Forastiere,F., and Bertollini,R. (2002) Health Impact Assessment of air pollution in the eight major Italian cities. World Health Organization.
180. Martuzzi,M., Krzyzanowski,M., and Bertollini,R. (2003) Health impact assessment of air pollution: providing further evidence for public health action. *Eur Respir. J Suppl* 40: 86s-91s.
181. McDonnell,W.F., Nishino-Ishikawa,N., Petersen,F.F., Chen,L.H., and Abbey,D.E. (2000) Relationships of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM10 concentrations in nonsmokers. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 10: 427-436.
182. Mechler,R., Amann,M., and Schöpp,W. (2002) A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution. Interim Reports. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).

183. Medina,S., Boldo,E., Saklad,M., Niciu,E.M., Krzyzanowsky,M., Frank,F. et al. (2005) APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution and Communications Strategy. Third year report, 2002-2003. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice.
184. Medina,S., Plasencia,A., Artacoz,L., Quenel,P., Katsouyanni,K., Mucke,H.G. et al. (2001) Apheis Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999-2000. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice.
185. Medina,S., Plasencia,A., Artacoz,L., Quenel,P., Katsouyanni,K., Mucke,H.G. et al. (2002) Apheis Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European cities. Second year, 2000-2001. Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice.
186. Medina,S., Plasencia,A., Ballester,F., Mucke,H.G., and Schwartz,J. (2004) Apheis: public health impact of PM10 in 19 European cities. *J Epidemiol Community Health* 58: 831-836.
187. Menichini,F. and Mudu,P. (2010) Drug consumption and air pollution: an overview. *Pharmacoepidem. Drug Safe.* 19: 1300-1315.
188. Metzger,K.B., Tolbert,P.E., Klein,M., Peel,J.L., Flanders,W.D., Todd,K. et al. (2004) Ambient air pollution and cardiovascular emergency department visits. *Epidemiology* 15: 46-56.
189. Miller,K.A., Siscovick,D.S., Sheppard,L., Shepherd,K., Sullivan,J.H., Anderson,G.L., and Kaufman,J.D. (2007) Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N. Engl. J. Med* 356: 447-458.
190. Mindell,J., Hansell,A., Morrison,D., Douglas,M., and Joffe,M. (2001) What do we need for robust, quantitative health impact assessment? *J Public Health Med* 23: 173-178.
191. Mindell,J. and Joffe,M. (2004) Predicted health impacts of urban air quality management. *J. Epidemiol. Community Health* 58: 103-113.
192. Monn,C. (2001) Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment* 35: 1-32.
193. Moreno,T., Querol,X., Alastuey,A., Ballester,F., and Gibbons,W. (2007) Airborne particulate matter and premature deaths in urban Europe: the new WHO guidelines and the challenge ahead as illustrated by Spain. *Eur. J. Epidemiol.* 22: 1-5.
194. Moreno-Altamirano,A., Lopez-Moreno,S., and Corcho-Berdugo,A. (2000) [Main measurements in epidemiology] *Salud Publica Mex* 42: 337-348.
195. Mould Quevedo,J.F., Contreras Hernández,I., Garduño Espinosa,J., and Salinas Escudero,G. (2009) El concepto de willingness-to-pay en tela de juicio. *Revista de Saude Publica* 43: 352-358.
196. MSPSI (2010) Ministerio de Sanidad y Política Social. Anteproyecto de Ley General de Salud Pública. Consultado: 2/10/2010. Disponible en: <http://www.msps.es/normativa/proyectos/home.htm>.
197. MSSS (2006) Guide pratique : Évaluation d'impact sur la santé lors de l'élaboration de projet de loi et de règlement au Québec. Consultado 15/08/2012. Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2006/06-245-01.pdf>.
198. MSSS (2007) La santé, autrement dit... Pour espérer vivre plus longtemps et en meilleure santé. Consultado: 17/08/2012. Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2006/06-245-02.pdf>.

199. MSSS (2012) Ministère de la santé et des services sociaux. Consultado 11/07/2012. Disponible en: <http://www.msss.gouv.qc.ca/>.
200. Murakami,Y. and Ono,M. (2006) Myocardial infarction deaths after high level exposure to particulate matter. *J. Epidemiol. Community Health* 60: 262-266.
201. Naess,O., Nafstad,P., Aamodt,G., Claussen,B., and Rosland,P. (2007a) Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *Am J Epidemiol* 165: 435-443.
202. Naess,O., Piro,F.N., Nafstad,P., Smith,G.D., and Leyland,A.H. (2007b) Air pollution, social deprivation, and mortality: a multilevel cohort study. *Epidemiology* 18: 686-694.
203. Nafstad,P., Haheim,L.L., Oftedal,B., Gram,F., Holme,I., Hjermann,I., and Leren,P. (2003) Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men. *Thorax* 58: 1071-1076.
204. Nafstad,P., Haheim,L.L., Wisloff,T., Gram,F., Oftedal,B., Holme,I. et al. (2004) Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environ. Health Perspect.* 112: 610-615.
205. National Research Council (2002) Estimating the public health benefits of proposed air pollution regulations. National Academic Press. Washington, DC. Consultado: 17/7/2012. Disponible en: http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=10511
206. NEEDS (2007) (New Energy Externalities Developments for Sustainability). Deliverable 3.7-RS 1b-D3.7. "A set of concentration-response functions". Institute of Occupational Medicine, United Kingdom. Consultado: 10/07/2012. Disponible en: http://www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_Rs1b_D3.7.pdf.
207. Oberdorster,G., Oberdorster,E., and Oberdorster,J. (2005) Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 113: 823-839.
208. OMS (1978) Organización Mundial de la Salud y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF). Declaración de Alma Ata: la estrategia de atención primaria en salud. Ginebra: OMS; 1978. Consultado: 17/07/2012. Disponible en: http://www.paho.org/spanish/dd/pin/alma-ata_declaracion.htm.
209. Orozco,G., Borge,R., Lumbreras,J., and Rodriguez,E. (2009) Sensitivity analysis and preliminary results of the air pollution health-impact assessment system for the Iberian Peninsula. 7th International Conference on Air Quality. Special Session on Air Quality and Health. Istanbul (Turkey).
210. Ostro B (2004) Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Geneva: World Health Organization. Consultado: 10/05/2012. Disponible en: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/ebd5/en/.
211. Ostro,B., Tobias,A., Querol,X., Alastuey,A., Amato,F., Pey,J. et al. (2011) The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environ. Health Perspect.* 119: 1781-1787.
212. Ostro,B.D. and Rothschild,S. (1989) Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environ. Res* 50: 238-247.
213. Park,H., Lee,B., Ha,E.H., Lee,J.T., Kim,H., and Hong,Y.C. (2002) Association of air pollution with school absenteeism due to illness. *Arch. Pediatr. Adolesc. Med* 156: 1235-1239.

214. Peel,J.L., Klein,M., Flanders,W.D., Mulholland,J.A., and Tolbert,P.E. (2010) Impact of improved air quality during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on multiple cardiovascular and respiratory outcomes. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 3-23.
215. Peel,J.L., Tolbert,P.E., Klein,M., Metzger,K.B., Flanders,W.D., Todd,K. et al. (2005) Ambient air pollution and respiratory emergency department visits. *Epidemiology* 16: 164-174.
216. Pelucchi,C., Negri,E., Gallus,S., Boffetta,P., Tramacere,I., and La Vecchia,C. (2009) Long-term particulate matter exposure and mortality: a review of European epidemiological studies. *BMC Public Health* 9: 453.
217. Peng,R.D., Chang,H.H., Bell,M.L., McDermott,A., Zeger,S.L., Samet,J.M., and Dominici,F. (2008) Coarse particulate matter air pollution and hospital admissions for cardiovascular and respiratory diseases among Medicare patients. *JAMA* 299: 2172-2179.
218. Perez,L., Sunyer,J., and Kunzli,N. (2009) Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). *Gac Sanit* 23: 287-294.
219. Perez,L., Tobias,A., Querol,X., Kunzli,N., Pey,J., Alastuey,A. et al. (2008) Coarse Particles From Saharan Dust and Daily Mortality. *Epidemiology* 19: 800-807.
220. Peters,A., Dockery,D.W., Muller,J.E., and Mittleman,M.A. (2001) Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation* 103: 2810-2815.
221. PNSP (2003) Programme National de Santé Publique 2003-2012. Québec: Ministère de la Santé et des Services Sociaux. Consultado: 22/07/2012. Disponible en: http://www.rrsss12.gouv.qc.ca/documents/Programme_nationale_sante_pub.pdf.
222. Pope,C.A., III (1989) Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *Am. J. Public Health* 79: 623-628.
223. Pope,C.A., III, Burnett,R.T., Thurston,G.D., Thun,M.J., Calle,E.E., Krewski,D., and Godleski,J.J. (2004) Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 109: 71-77.
224. Pope,C.A., Burnett,R.T., Turner,M.C., Cohen,A., Krewski,D., Jerrett,M. et al. (2011) Lung cancer and cardiovascular disease mortality associated with ambient air pollution and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationships. *Environ Health Perspect* 119: 1616-1621.
225. Pope,C.A., III, Ezzati,M., and Dockery,D.W. (2009) Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N. Engl. J. Med* 360: 376-386.
226. Pope,C.A., III, Schwartz,J., and Ransom,M.R. (1992) Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley. *Arch. Environ. Health* 47: 211-217.
227. Pope,C.A., III, Thun,M.J., Namboodiri,M.M., Dockery,D.W., Evans,J.S., Speizer,F.E., and Heath,C.W., Jr. (1995) Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Crit Care Med* 151: 669-674.
228. Pope,C.A.I., Burnett,R.T., Thun,M.J., Calle,E.E., Krewski,D., Ito,K., and Thurston,G.D. (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287: 1132-1141.
229. Pope,C.A.I. and Dockery,D.W. (2006) Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag. Assoc.* 56: 709-742.

230. Portail PPS (2012) Portail politiques publiques et santé – Institut National de Santé Publique du Québec. Consultado 17/07/2012. Disponible en: <http://politiquespubliques.inspq.gc.ca/fr/index.html>.
231. Puett,R.C., Hart,J.E., Yanosky,J.D., Paciorek,C., Schwartz,J., Suh,H. et al. (2009) Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environ. Health Perspect.* 117: 1697-1701.
232. Puett,R.C., Schwartz,J., Hart,J.E., Yanosky,J.D., Speizer,F.E., Suh,H. et al. (2008) Chronic particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the nurses' health study. *Am. J. Epidemiol.* 168: 1161-1168.
233. Querol,X. (2008) [Air quality, particles and metals]. *Rev. Esp. Salud Publica* 82: 447-454.
234. Querol,X., Alastuey,A., Ruiz,C.R., Artiñano,B., Hansson,H.C., Harrison,R.M. et al. (2004) Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38: 6547-6555.
235. Querol,X., Pey,J., Pandolfi,M., Alastuey,A., Cusack,M., Pérez,N. et al. (2009) African dust contributions to mean ambient PM₁₀ mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment* 43: 4266-4277.
236. Rabl,A. (2005) Air pollution mortality: harvesting and loss of life expectancy. *J. Toxicol. Environ. Health A* 68: 1175-1180.
237. Rabl,A. (2006) Analysis of air pollution mortality in terms of life expectancy changes: relation between time series, intervention, and cohort studies. *Environ. Health* 5: 1.
238. Ransom,M.R. and Pope,C.A., III (1992) Elementary school absences and PM₁₀ pollution in Utah Valley. *Environ. Res.* 58: 204-219.
239. Ranzi,A., Gambini,M., Spattini,A., Galassi,C., Sesti,D., Bedeschi,M. et al. (2004) Air pollution and respiratory status in asthmatic children: hints for a locally based preventive strategy. AIRE study. *Eur J Epidemiol* 19: 567-576.
240. Riera A, Ripoll AM, and Mateu J (2007) Estimación del valor estadístico de la vida en España: Una aplicación del Método de Salarios Hedónicos. *Hacienda Pública Española. Revista de Economía Pública* 181: 29-48.
241. Rodriguez,S., Van Dingenen,R., Putaud,J.P., Dell'Acqua,A., Pey,J., Querol,X. et al. (2007) A study on the relationship between mass concentrations, chemistry and number size distribution of urban fine aerosols in Milan, Barcelona and London. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 7: 605-639.
242. Roman,H.A., Walker,K.D., Walsh,T.L., Conner,L., Richmond,H.M., Hubbell,B.J., and Kinney,P.L. (2008) Expert judgment assessment of the mortality impact of changes in ambient fine particulate matter in the U.S. *Environ. Sci. Technol.* 42: 2268-2274.
243. Romieu,I., Lugo,M.C., Velasco,S.R., Sanchez,S., Meneses,F., and Hernandez,M. (1992) Air pollution and school absenteeism among children in Mexico City. *Am. J. Epidemiol.* 136: 1524-1531.
244. Roosli,M., Kunzli,N., Braun-Fahrlander,C., and Egger,M. (2005) Years of life lost attributable to air pollution in Switzerland: dynamic exposure-response model. *Int. J. Epidemiol.* 34: 1029-1035.
245. Rosales-Castillo,J.A., Torres-Meza,V.M., Olaiz-Fernandez,G., and Borja-Aburto,V.H. (2001) [Acute effects of air pollution on health: evidence from epidemiological studies]. *Salud Publica Mex* 43: 544-555.

246. Samet,J.M., Dominici,F., Curriero,F.C., Coursac,I., and Zeger,S.L. (2000a) Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *N. Engl. J. Med* 343: 1742-1749.
247. Samet,J.M., Zeger,S.L., Dominici,F., Curriero,F., Coursac,I., Dockery,D.W. et al. (2000b) The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* 94: 5-70.
248. Samoli,E., Peng,R., Ramsay,T., Pipikou,M., Touloumi,G., Dominici,F. et al. (2008) Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA study. *Environ. Health Perspect.* 116: 1480-1486.
249. Samoli,E., Schwartz,J., Wojtyniak,B., Touloumi,G., Spix,C., Balducci,F. et al. (2001) Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: a sensitivity analysis for controlling long-term trends and seasonality. *Environ. Health Perspect.* 109: 349-353.
250. SCHER-Scientific Committee on Health and Environmental Risks (2005) Opinion on "New evidence of air pollution effects on human health and the environment". European Commission, Health & Consumer Protection Directorate. Consultado: 12/07/2012. Disponible en: http://ec.europa.eu/health/archive/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_009.pdf
251. Schindler,C., Keidel,D., Gerbase,M.W., Zemp,E., Bettschart,R., Brandli,O. et al. (2009) Improvements in PM10 exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (SAPALDIA). *Am. J. Respir. Crit Care Med* 179: 579-587.
252. Schwartz,J., Dockery,D.W., and Neas,L.M. (1996) Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag. Assoc.* 46: 927-939.
253. Schwartz,J., Laden,F., and Zanobetti,A. (2002) The concentration-response relation between PM(2.5) and daily deaths. *Environ. Health Perspect.* 110: 1025-1029.
254. Segala,C., Poizeau,D., Mesbah,M., Willems,S., and Maidenberg,M. (2008) Winter air pollution and infant bronchiolitis in Paris. *Environ. Res.* 106: 96-100.
255. Seinfeld JH and Pandis SN (2006) *Atmospheric Chemistry and Physics - From Air Pollution to Climate Change (2nd Edition)*. John Wiley and Sons, Inc, pp 1.323.
256. Ståhl T, Wismar M, and Ollila E (2006) Health in All Policies. Prospects and potentials. Helsinki: Finnish Ministry of Social Affairs and Health; Consultado 10/03/2012. Disponible en: http://ec.europa.eu/health/ph_information/documents/health_in_all_policies.pdf.
257. Tagaris,E., Liao,K.J., Delucia,A.J., Deck,L., Amar,P., and Russell,A.G. (2009) Potential impact of climate change on air pollution-related human health effects. *Environ. Sci Technol.* 43: 4979-4988.
258. Thacker,S.B., Ikeda,R.M., Gieseke,K.E., Mendelsohn,A.B., Saydah,S.H., Curry,C.W., and Yuan,J.W. (2005) The evidence base for public health informing policy at the Centers for Disease Control and Prevention. *Am. J. Prev. Med.* 29: 227-233.
259. Tobias,A., Cayla,J.A., Pey,J., Alastuey,A., and Querol,X. (2011a) Are Saharan dust intrusions increasing the risk of meningococcal meningitis? *Int. J. Infect. Dis.* 15: e503.
260. Tobias,A., Galan,I., Banegas,J.R., and Aranguéz,E. (2003) Short term effects of airborne pollen concentrations on asthma epidemic. *Thorax* 58: 708-710.

261. Tobias,A., Perez,L., Diaz,J., Linares,C., Pey,J., Alastruey,A., and Querol,X. (2011b) Short-term effects of particulate matter on total mortality during Saharan dust outbreaks: a case-crossover analysis in Madrid (Spain). *Sci. Total Environ.* 412-413: 386-389.
262. Tolbert,P.E., Klein,M., Peel,J.L., Sarnat,S.E., and Sarnat,J.A. (2007) Multipollutant modeling issues in a study of ambient air quality and emergency department visits in Atlanta. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 17 Suppl 2: S29-S35.
263. Turgeon J (2005) Politiques publiques et santé: les dilemmes de l'évaluation prospective. *Administration publique du Canada* 48 (3): 328-347.
264. Turner,M.C., Krewski,D., Pope,C.A., III, Chen,Y., Gapstur,S.M., and Thun,M.J. (2011) Long-term ambient fine particulate matter air pollution and lung cancer in a large cohort of never-smokers. *Am. J. Respir. Crit Care Med.* 184: 1374-1381.
265. Urbanos,R. (2010a) [Health in all policies. Is the economic depression a time of opportunities? SESPAS Report 2010]. *Gac. Sanit.* 24 Suppl 1: 7-11.
266. Urbanos,R. (2010b) [Suggestions for the upcoming public health law in Spain]. *Gac. Sanit.* 24: 89-94.
267. US EPA (2001) Review of the draft analytical plan for EPA's second prospective analysis-Benefits and costs of the Clean Air Act 1990-2020: An advisory by the Advisory Council on Clean Air Compliance Analysis. Washington DC: EPA-SAB-COUNCIL-ADV-01-004. Consultado: 15/07/2012. Disponible en: [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/572DC1989A3986CC8525718D006BAB8B/\\$File/councila01004.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/572DC1989A3986CC8525718D006BAB8B/$File/councila01004.pdf)
268. US EPA (2006) PM Standards Revision. Consultado: 08/10/2006. Disponible en: <http://epa.gov/pm/naaqsrev2006.html>
269. US EPA (2009) Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-08/139F. Consultado: 10/05/2012. Disponible en: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=216546#Download>.
270. Valavanidis,A., Fiotakis,K., and Vlachogianni,T. (2008) Airborne particulate matter and human health: toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *J. Environ. Sci. Health C Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.* 26: 339-362.
271. Van Dingenen,R., Raes,F., Putaud,J.P., Baltensperger,U., Charron,A., Facchini,M.-C. et al. (2004) A European aerosol phenomenology--1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38: 2561-2577.
272. van Erp,A.M., O'Keefe,R., Cohen,A.J., and Warren,J. (2008) Evaluating the effectiveness of air quality interventions. *J. Toxicol. Environ. Health A* 71: 583-587.
273. Vandentorren,S., Baldi,I., Annesi,M., I, Charpin,D., Neukirch,F., Filleul,L. et al. (2003) Long-term mortality among adults with or without asthma in the PAARC study. *Eur Respir. J* 21: 462-467.
274. Wang,W., Primbs,T., Tao,S., and Simonich,S.L. (2009) Atmospheric particulate matter pollution during the 2008 Beijing Olympics. *Environ. Sci Technol.* 43: 5314-5320.
275. WHO (1986) Ottawa charter for health promotion. To move towards a new public health: an international conference sponsored by the World Health Organization, Health and Welfare Canada and the Canadian Public Health Association. Ottawa: Consultado: 2/11/2010. Disponible en: http://www.who.int/hpr/NPH/docs/ottawa_charter_hp.pdf

276. WHO (1999a) Health 21: the health for all policy framework for the WHO European Region (European Health for All Series. No. 6). Regional Office for Europe, Copenhagen. Consultado: 2/11/2010. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/98398/wa540ga199heeng.pdf
277. WHO (1999b) Health impact assessment. Main concepts and suggested approach. Gothenburg Consensus Paper. Copenhagen: WHO regional Office of Europe. Consultado: 17/10/2010. Disponible en: <http://www.euro.who.int/document/PAE/Gothenburgpaper.pdf>
278. WHO (2000) Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment: WHO guideline document. *Environ. Health Perspect.* 108: 997-1002.
279. WHO (2001) Quantification of health effects of exposure to air pollution. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen (EUR/01/5026342). Consultado: 11/10/2009. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0011/112160/E74256.pdf
280. WHO (2003) Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen (EUR/03/5042688). Consultado: 11/10/2009. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/112199/E79097.pdf
281. WHO (2004a) Health Aspects of Air Pollution - answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group meeting. Bonn, Germany, 15-16 January. Regional Office for Europe, Copenhagen (EUR/04/5046026). Consultado: 11/10/2009. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0019/165007/E82790.pdf
282. WHO (2004b) Review of Methods for Monitoring of PM_{2.5} and PM₁₀. Report on a WHO Workshop held in Berlin, Germany, 11-12 October 2004. Consultado: 10/03/2012. Disponible en: <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/review-of-methods-for-monitoring-pm2.5-and-pm10>
283. WHO (2004c) Effects of air pollution on children's health and development: A review of the evidence. World Health Organization. Special Programme on Health and Environment. European Centre for Environment and Health, Bonn Office. Consultado: 11/07/2010. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/74728/E86575.pdf
284. WHO (2005a) Particulate matter air pollution: how it harms health. Fact sheet EURO/04/05. Berlin, Copenhagen, Rome. Consultado: 11/10/2009. Disponible en: <http://www.chaseireland.org/Documents/WHOParticulateMatter.pdf>
285. WHO (2005b) WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a Working group meeting, Bonn, Germany, 18-20 October 2005. Consultado: 18/05/2009. Disponible en: <http://www.euro.who.int/Document/E87950.pdf>
286. WHO (2006a) Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. World Health Organization, Regional Office for Europe. Consultado: 13/09/2009. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf
287. WHO (2006b) WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment. World Health Organization, Regional Office for Europe. Consultado: 11/08/2009. Disponible en: http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf

288. Willis,A., Jerrett,M., Burnett,R.T., and Krewski,D. (2003) The association between sulfate air pollution and mortality at the county scale: an exploration of the impact of scale on a long-term exposure study. *J. Toxicol. Environ. Health A* 66: 1605-1624.
289. Wise,M., Harris,P., Harris-Roxas,B., and Harris,E. (2009) The role of health impact assessment in promoting population health and health equity. *Health Promot. J Austr.* 20: 172-179.
290. Wismar M (2006) Implementing and institutionalizing HIA in Europe. En: Ståhl T. et al. editores. Health in all policies. Prospects and potentials. Helsinki: Finnish Ministry of Social Affairs and Health; 2006. Consultado 14/06/2012. Disponible en: http://ec.europa.eu/health/ph_information/documents/health_in_all_policies.pdf
291. Wong,C.M., Lam,T.H., Peters,J., Hedley,A.J., Ong,S.G., Tam,A.Y. et al. (1998) Comparison between two districts of the effects of an air pollution intervention on bronchial responsiveness in primary school children in Hong Kong. *J. Epidemiol. Community Health* 52: 571-578.
292. Zanobetti,A. and Schwartz,J. (2006) Air pollution and emergency admissions in Boston, MA. *J. Epidemiol. Community Health* 60: 890-895.
293. Zanobetti,A. and Schwartz,J. (2009) The effect of fine and coarse particulate air pollution on mortality: a national analysis. *Environ. Health Perspect.* 117: 898-903.
294. Zeger,S.L., Dominici,F., McDermott,A., and Samet,J.M. (2008) Mortality in the Medicare population and chronic exposure to fine particulate air pollution in urban centers (2000-2005). *Environ. Health Perspect.* 116: 1614-1619.
295. Zhang,F., Wang,W., Lv,J., Krafft,T., and Xu,J. (2011) Time-series studies on air pollution and daily outpatient visits for allergic rhinitis in Beijing, China. *Sci. Total Environ.* 409: 2486-2492.
296. Zou,G. (2004) A modified poisson regression approach to prospective studies with binary data. *Am. J Epidemiol.* 159: 702-706.

15. ANEXOS: PUBLICACIONES DE LA TESIS

ENVIRONMENTAL EPIDEMIOLOGY

Apheis: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities

Elena Boldo¹, Sylvia Medina², Alain Le Tertre², Fintan Hurley³, Hans-Guido Mücke⁴, Ferrán Ballester⁵, Inmaculada Aguilera⁶ & Daniel Eilstein on behalf of the Apheis group²

¹Carlos III Institute of Health, Madrid, Spain; ²InVS-National Institute of Public Health Surveillance, Saint Maurice, France;

³Institute of Occupational Medicine, Edinburgh, UK; ⁴WHO Collaborating Centre at the Federal Environmental Agency, Berlin, Germany; ⁵Valencian School of Studies for Health, Valencia, Spain; ⁶Andalusian School of Public Health, Granada, Spain

Accepted in revised form 4 April 2006

Abstract. *Introduction:* Apheis aims to provide European decision makers, environmental-health professionals and the general public with up-to-date and easy-to-use information on air pollution (AP) and public health (PH). In the Apheis-3 phase we quantified the PH impact of long-term exposure to PM_{2.5} (particulate matter <2.5 µm) in terms of attributable number of deaths and the potential gain in life expectancy in 23 European cities. *Methods:* We followed the World Health Organization (WHO) methodology for Health Impact Assessment (HIA) and the Apheis guidelines for data collection and analysis. We used the programme created by PSAS-9 for attributable-cases calculations and the WHO software AirQ to estimate the potential gain in life

expectancy. For most cities, PM_{2.5} levels were calculated from PM₁₀ measurements using a local or European conversion factor. *Results:* The HIA estimated that 16,926 premature deaths from all causes, including 11,612 cardiopulmonary deaths and 1901 lung-cancer deaths, could be prevented annually if long-term exposure to PM_{2.5} levels were reduced to 15 µg/m³ in each city. Equivalently, this reduction would increase life expectancy at age 30 by a range between one month and more than two years in the Apheis cities. *Conclusions:* In addition to the number of attributable cases, our HIA has estimated the potential gain in life expectancy for long-term exposure to fine particles, contributing to a better quantification of the impact of AP on PH in Europe.

Key words: Air pollution, Europe, Health impact assessment, Life expectancy, Mortality, PM_{2.5}

Participants in the Apheis-3 network:

Coordinators: Sylvia Medina (Saint Maurice, France), Antoni Plasència (Barcelona, Spain).

Centres: **France:** Sylvie Cassadou (*Toulouse*), Pascal Fabre, Hélène Prouvost, Christophe Declercq (*Lille*), Daniel Eilstein (*Strasbourg*), Laurent Filleul (*Bordeaux*), Laurence Pascal (*Marseille*), Jean François Jusot (*Lyon*), Myriam D'Elf (*Rouen, Le Havre*), Agnès Lefranc, Benoit Chardon (*Paris*), Alain Le Tertre (*Saint-Maurice*).

Greece: Antonis Analitis, Giota Touloumi, Klea Katsouyanni (*Athens*). **Hungary:** Anna Paldy, Eszter Erdei, Janos Bobvos (*Budapest*). **Ireland:** Pat Goodman, Luke Clancy (*Dublin*). **Israel:** Sarah Hellmann, Ayana Goren (*Tel Aviv*).

Italy: Ursula Kirchmayer, Paola Luis Michelozzi (*Rome*). **Poland:** Krystyna Szafraniec (*Cracow*). **Republic of Slovenia:** Tina Gale, Peter Otorepec, Matej Gregoric (*Ljubljana/Celje*). **Romania:** Emilia Maria Niciu (*Bucharest*).

Spain: Koldo Cambra, Eva Alonso, Francisco Cirarda, Teresa Martínez (*Bilbao*). Lucia Artazcoz, Antoni Plasència (*Barcelona*). Mercedes Martínez, Belén Zorrilla, Laura López, Ana Gandarillas, Elena Boldo, Laura Crespo (Madrid). Inmaculada Aguilera, Antonio Daponte (Seville). Ferrán Ballester, Carmen Iniguez, José Luis Bosch (*Valencia*). **Sweden:** Bertil Forsberg, Bo Segerstedt, Lars Modig (*Stockholm/Gothenburg*). **United Kingdom:** Richard Atkinson, Ross Anderson (*London*).

Steering Committee: Ross Anderson (London, UK). Emile de Saeger, Nikolaos Stilianakis (Ispra, Italy). Klea Katsouyanni (Athens, Greece). Michal Krzyzanowski (Bonn, Germany). Hans-Guido Mücke (Berlin, Germany). Joel Schwartz (Boston, USA).

Introduction

Most epidemiological studies find a range of health outcomes to be consistently related to particulate matter [1, 2]. Time-series studies identify the health impact (e.g. mortality) of particulate air pollution in the preceding days, whereas cohort studies analyse the health effects due to long-term exposure to particulate matter. A recent World Health Organization review [3] concludes that ambient particulate matter (PM) *per se* is considered responsible for the health effects seen in large epidemiological studies relating ambient PM to mortality and morbidity. This conclusion is supported by toxicological evidence. These epidemiological studies provide exposure-response functions (ERFs) necessary for Health Impact Assessment (HIA).

On the other hand, one of the main strategies of the HEALTH 21 policy for the WHO European Region is to ensure the use of HIA, an important approach in public health to evaluate policies and to determine

their potential and actual impacts on public health [4]. In relation to air pollution, WHO encourages all European countries to report and exchange monitoring information to help assessment of health impacts of PM₁₀ and PM_{2.5} [5].

In this context, Apheis¹ (Air Pollution and Health: a European Information System) was created in 1999 to provide European policy and decision makers, environment and health professionals, the general public and the medias with an up-to-date, easy-to use information resource on air pollution and public health to help them make better-informed decisions about the political, professional and personal issues they face in this area.

To develop this information resource, Apheis has created a public-health surveillance system that generates information for HIAs of air pollution in Europe at the city and European level simultaneously, on an ongoing basis. During the first phase (Apheis-1, 1999–2000), this programme defined the best indicators for epidemiological surveillance of the effects of air pollution on public health in Europe, and developed its own guidelines for data collection and analysis [6].

Apheis carried out a first HIA during its second phase (Apheis-2, 2000–2001). Apheis chose PM₁₀ (particles less than 10 μm in size) and Black Smoke (BS) as PM indicators to show that relatively moderate levels of air pollution in urban Europe have a non-negligible impact on public health. Just as an example, reducing the long-term exposure to PM₁₀ by even very small and achievable amounts, such as 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, would have prevented between 3300 and 7700 early deaths annually in 19 European cities [7, 8].

The Apheis-3 phase (2002–2003) included new sources of data on air pollution and health in its analysis [9]. In particular, in this new HIA Apheis-3 added data for PM_{2.5} (PM with an aerodynamic diameter smaller than 2.5 μm) to the existing BS and PM₁₀ measurements. PM_{2.5} was included based on recent evidence [3, 10] and on the proposal about new limit PM_{2.5} values within the European Commission (EC) legislation process. Urban PM_{2.5} is associated with excess mortality and other health effects. These smaller particles, which of course constitute a sub-fraction of PM₁₀, are considered more dangerous to health (per $\mu\text{g}/\text{m}^3$) because they penetrate more deeply into the lung and may reach the alveolar region [11]. Also, they are more numerous, and have greater surface area, per unit mass, than coarse particles (i.e.: particles with a diameter between 2.5 and 10 μm).

Apheis-3 investigated cause-specific mortality (cardiopulmonary and lung-cancer deaths) as well as total mortality. In addition to calculating attributable number of deaths at a given point in time, Apheis-3 also calculated the potential gain in life expectancy in order to provide a dynamic picture of the effects of air pollution on health over subjects' lifetimes.

Methodology

Apheis is a dynamic European network of professionals involved in public health and environment. This network adopted WHO guidelines for environmental-health risk assessment [12], and followed the main steps in HIA [13] city by city and then comparatively: specify exposure, select health outcomes and ERFs, derive population baseline frequency measures for the health outcomes studied, and calculate the estimated number of attributable cases in the target population. We used Apheis guidelines for gathering and analysing data to ensure comparability of the data [6].

Our HIA provided estimates of the number of health events attributable to air pollution in the target population (23 European cities) assuming that there is a causal relationship between particulate pollution and the observed health effects.

Exposure measurements

Because the present HIA focused on the effects of long-term exposure, the relevant air pollution data were annual averages, which were available for 2000 and beyond in most of the cities. Automatic PM_{2.5} measurements (TEOM) were available in 12 Apheis cities.

For HIA purposes, the ERFs were taken from a publication that used gravimetric methods [14]. PM_{2.5} levels had to be inferred from automatic PM₁₀ measurements in 23 Apheis cities. If available, a local conversion factor (ranging between 0.5 and 0.8), selected with the advice of the local air-monitoring network managers, was applied. If no local factor was available, 0.7 was used as default European conversion factor, recommended by the Apheis Exposure Assessment Working Group as a mean value based on two recent publications. First, the revision and update of the so-called 1st European Daughter Directive, the 2nd Position Paper on Particulate Matter for the EC Clean Air for Europe (CAFE) programme, and second, a study analysing physical characteristics of particulate matter in Europe [15].

Bucharest and Budapest, where PM₁₀ measurements were not available, converted Total Suspended Particulates (TSP) to PM₁₀, using local conversion factors, and then PM₁₀ to PM_{2.5}, using the default European factor.

In order to assess the local validity of the 0.7 European conversion factor from PM₁₀ used in cities where a local conversion factor was not available, we asked those cities with both PM₁₀ and PM_{2.5} direct measurements to provide both direct PM_{2.5} measurements and converted PM_{2.5} using the European conversion factor.

We had to correct the automatic PM₁₀ measurements (β -attenuation and TEOM-Tapered Element

Oscillating Microbalance) used by most of the cities by a specific correction factor in order to compensate for losses of volatile material (organic compounds). A local correction factor chosen with the advice of the air-pollution network managers was used when available (ranging between 1 and 1.37); otherwise, the cities used the 1.3 European default correction factor recommended by the EC Working Group on Particulate Matter [16] and later by WHO [5] (Table 1).

Health outcomes and exposure-response functions

Health data were available for 1999 and beyond in most of the cities. For ERFs, we used average estimates of the more recent American Cancer Society (ACS) study based on the average of PM_{2.5} concentrations at the start and finish of the ACS mortality follow-up period [14], and the health outcomes were studied for all-cause mortality, cardiopulmonary mortality and lung-cancer mortality (Table 2). Because the ACS study included only adults at age 30 or more, the estimation of attributable cases and the potential gain in life expectancy calculations in

Apheis-3 were also limited to population of age 30 years and older.

HIA scenarios

Our HIA proposed a range of reference levels of particulate pollution used in different air pollution reduction scenarios. The benefits of reducing PM_{2.5} to 20 and 15 µg/m³ were selected at a time when discussions were taking place to set limit values for PM_{2.5} as part of the CAFE legislation process at the European Commission. Since some cities already showed levels of PM_{2.5} below those figures, we also proposed an additional scenario: a reduction by 3.5 µg/m³, irrespective of current annual average levels (Table 2).

HIA tools

Number of long-term attributable cases

Based on the calculation of the attributable proportion, calculations of the number of long-term cases were made using an adapted Excel spreadsheet (EIS

Table 1. Measurement methods, correction and conversion factors used in Apheis-3

City	Measurement method			PM ₁₀ correction factor	Conversion factor from PM ₁₀ to PM _{2.5}
	PM ₁₀ ^b	PM _{2.5} ^b	TSP ^b		
Athens	β-attenuation			1.3*	0.3–0.63*** ^c
Bilbao	β-radiation absorption			1.2 ^a	0.7**
Bordeaux	TEOM ^d (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.3 ^w	0.67***
Bucharest			Gravimetric	X	0.7**
Budapest			β-ray-operation	XX	0.7**
Celje	TEOM (50 °C)			1.3*	0.7**
Cracow	β-gauge-monitor			1.25 ^a	0.8***
Gothenburg	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1.3*	0.66***
Le Havre	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.253 ^w	0.7**
Lille	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1.18 ^s , 1.27 ^w	0.66***
Ljubljana	TEOM (50 °C)			1.3*	0.7
London	TEOM	TEOM		1.3	0.7
Lyon	TEOM	TEOM		1.221 ^w	0.7**
Madrid	β-attenuation			1 ^a	0.51***
Marseille	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.13 ^w	0.65***
Paris	TEOM	TEOM		1 ^s , 1.37 ^w	0.7**
Rome	β-gauge monitor			1.3*	0.7**
Rouen	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.22 ^w	0.7**
Seville	β-radiation-attenuation			1.13 ^a	0.7**
Stockholm	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1.2 ^a	0.65***
Strasbourg	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.21 ^w	0.7**
Tel Aviv	TEOM			1.3*	0.5***
Toulouse	TEOM (50 °C)	TEOM (50 °C)		1 ^s , 1.2 ^w	0.65***

*For HIA purpose PM₁₀ TEOM has been corrected by European default factor of 1.3.

**To convert PM₁₀ to PM_{2.5} the European default conversion factor 0.7 was used.

***To convert PM₁₀ to a PM_{2.5} local conversion factor was used.

^aDerived from parallel PM₁₀ measurements within the city.

^bPM₁₀: PM < 10 µm; PM_{2.5}: PM < 2.5 µm; TSP: total suspended particulates.

^cRange of PM_{2.5} conversion factor, because month-specific factors were used.

^dTEOM: Tapered Element Oscillating Microbalance.

s: summer; w: winter.

X: PM₁₀ = TSP*0.6; XX: PM₁₀ = TSP*0.58.

PA software, available in <http://www.invs.sante.fr/epiinfo/logiciels/eispa.html>) developed by the French surveillance system on air pollution and health, the so-called PSAS-9² programme coordinated by InVS, the French National Institute for Public Health Surveillance [17].

Gain in life expectancy

We calculated the expected gain in life expectancy at 30 years of age using Air Quality HIA software tool of the WHO European Centre for Environment and Health (AirQ software, available in http://www.euro.who.int/eprise/main/WHO/Progs/AIQ/activities/20050223_5). This programme uses a life-tables approach and is based on the same risk estimates from cohort studies as are used in estimating attributable cases (Table 2).

AirQ compares the actual life expectancy with the hypothetical life expectancy obtained for the baseline scenario. The greater is the difference, the greater is the relative importance of the cause. The gains in life expectancy are estimated by linking the following different sets of information:

- Change in annual average concentrations of PM_{2.5}
- A ERF linking annual average PM_{2.5} with a % change (per $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in mortality hazard rates (i.e. age-specific death rates)
- Demographic data (age-distribution, and age-specific death rates) of the target population.

Apheis assumed the same proportional hazard reduction for every age group (age >30) to be consistent with the findings of Pope et al. [14].

Results

The population covered by this HIA is nearly 36 million of inhabitants. Cities with PM_{2.5} direct measurements showed annual mean concentrations that ranged between 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Gothenburg and Stockholm (Sweden) and 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Marseille (France).

Cities where PM_{2.5} was not measured directly had in general higher annual mean values, notably in Bucharest (Romania) and Tel Aviv (Israel) (Figure 1).

Figure 1 also shows that where direct and indirect values are available, the converted PM_{2.5} levels using the European conversion factor from PM₁₀ are quite similar to the direct levels, although sometimes slightly higher than them. Levels of PM_{2.5} converted from PM₁₀ follow PM₁₀ patterns.

In terms of attributable cases, the Apheis-3 HIA estimated that 11,375 premature deaths, including 8053 cardiopulmonary deaths and 1296 lung-cancer deaths, could be prevented annually if long-term exposure to the annual mean of converted PM_{2.5} levels were reduced to 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in each city; and that 16,926 premature deaths, including 11,612 cardiopulmonary deaths and 1901 lung-cancer deaths, could be prevented annually if long-term exposure to converted PM_{2.5} were reduced to 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Table 3).

Figure 2 shows the potential benefits of reducing annual PM_{2.5} levels by 3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in terms of number of premature deaths per 100,000 for all-causes mortality. All the cities would have benefited from this reduction in PM_{2.5} levels, especially Budapest, Celje and Bucharest. Note that cities vary in their results because of differences in age-specific death rates and in the proportion of the overall population aged less than 30 years.

In terms of life expectancy, if the annual mean of converted PM_{2.5} did not exceed 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, the potential gain in life expectancy of a 30-year-old person would average between one month and more than two years, due to the reduction in total mortality (Figure 3).

Figure 4 illustrates for this last scenario the expected gain in life expectancy in one Apheis city (Seville, Spain). We chose this city as an example to show by how much this gain would affect each age. Note that the expected gain is unchanged until age 30 because mortality risks at age <30 are assumed to be unaffected. The gain would remain greater than 1 year until 60 years of age and would then start decreasing.

Table 2. Summary of data components used for health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5}^a in Apheis-3

Health indicator	ICD10 ^b	Tool	Relative risk (95% IC) (for 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase)	Scenarios
<i>Attributable cases</i>				<i>Annual mean</i>
All-cause mortality	A00–Y98		1.06 (1.02–1.11)	Reduction to 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Cardiopulmonary mortality	I10–I70 and J00–J99	PSAS-9	1.09 (1.03–1.16)	Reduction to 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Lung-cancer mortality	C33–C34	Excel spreadsheet	1.14 (1.04–1.23)	Reduction by 3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>Gain in life expectancy</i>				<i>Annual mean</i>
All-cause mortality	A00–Y98		1.06 (1.02–1.11)	Reduction to 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Cardiopulmonary mortality	I10–I70 and J00–J99	AirQ	1.09 (1.03–1.16)	Reduction to 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Lung-cancer mortality	C33–C34		1.14 (1.04–1.23)	Reduction by 3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

^aPM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 μm in diameter.

^bICD: International Classification of Diseases and Related Health Problems.

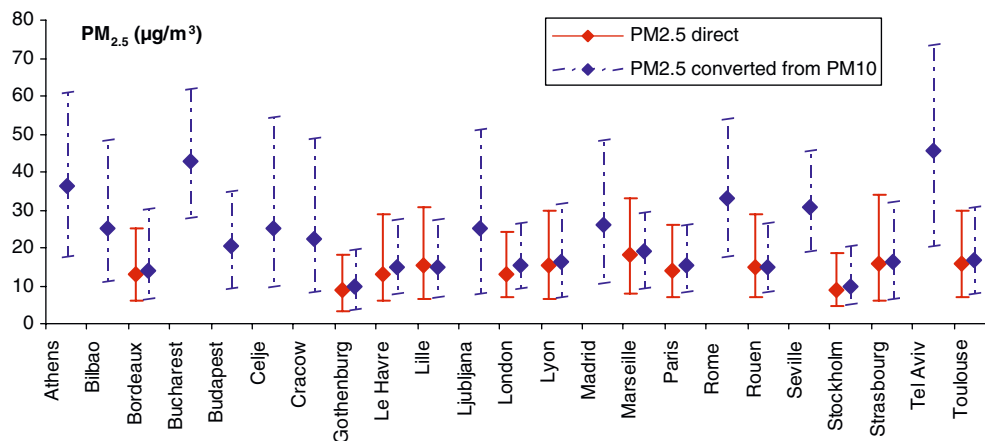


Figure 1. Annual mean levels and 5th and 95th percentiles of the distribution of PM_{2.5}* direct and PM_{2.5} converted from PM₁₀* in 23 Apheis-3 cities. *PM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 µm in diameter; PM₁₀, particles measuring less than 10 µm in diameter.

Discussion

The new evidence provided by Apheis-3 confirmed the findings of Apheis-2 [7, 8] and other studies [18–21] that PM contributed in a non-negligible manner to the total burden of mortality in urban environments in Europe.

Methodological considerations

There are always uncertainties in the estimated benefits of removing a particular exposure. Some of these uncertainties are intrinsic, e.g. uncertainties in the estimation of the underlying ERF. In addition, the benefit may be achieved much later than predicted. In our case, lower air pollution levels would take years to be fully achieved and the lag-time between exposure reduction and the consequent reduction in mortality risks is not well-established yet, though intervention studies [22, 23] show substantial reductions in mortality risks in the years immediately

following major reductions in ambient pollution, and evidence from the Six Cities cohort study shows a decrease in PM_{2.5} levels in the more recent years of the study associated with reduced mortality risk [24].

Attributable cases are often interpreted as the preventable fraction, meaning those that would have been prevented had exposure been removed. However, caution should be used with such an interpretation, because the attributable risk estimation does not take competing risks into account. Removing one risk factor, e.g., air pollution, will increase the relative importance and contribution of other risks and causes of morbidity and mortality. Accordingly, for multicausal diseases it is well known that the sum of attributable cases across several risk factors does not add up to 100% but may be larger [9].

For the first time in Apheis, we also estimated the increase in life expectancy resulting from reductions in exposures to PM_{2.5} pollution levels in different scenarios. The findings of this HIA suggest that relatively low concentrations of PM_{2.5} over a long-term

Table 3. Summary findings of Apheis-3 HIAs in terms of potential reductions in the number of premature deaths and rates per 100,000 in 23 Apheis-3 cities

Air pollution indicator	Health indicator	HIA scenario	Potential long-term reduction in the number of deaths	
			Number of deaths	Number of deaths/100,000/year
PM _{2.5} ^a	All-cause mortality	Reduction to 20 µg/m ³	11,375	32
		Reduction to 15 µg/m ³	16,926	47
		Reduction by 3.5 µg/m ³	6355	18
	Cardiopulmonary mortality	Reduction to 20 µg/m ³	8053	22
		Reduction to 15 µg/m ³	11,612	32
		Reduction by 3.5 µg/m ³	4199	12
	Lung-cancer mortality	Reduction to 20 µg/m ³	1296	4
		Reduction to 15 µg/m ³	1901	5
		Reduction by 3.5 µg/m ³	743	2

^aPM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 µm in diameter.

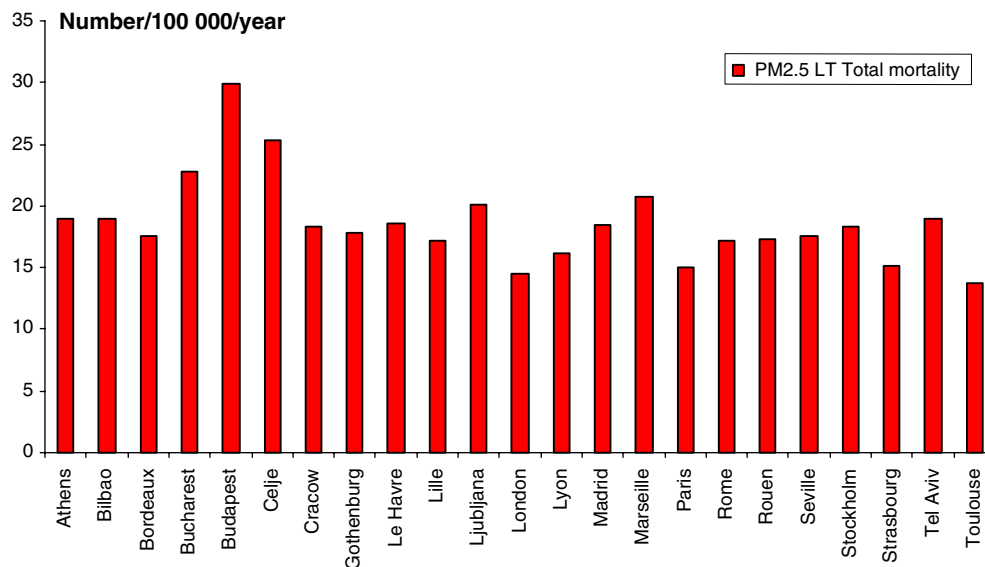


Figure 2. PM_{2.5}*: Long-term (LT) health impact on all-cause mortality in 23 Apehis-3 cities. Reductions by 3.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Number of deaths per 100,000 inhabitants. *PM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 μm in diameter.

exposure do reduce life expectancy in Europe. Other studies in the literature obtained similar conclusions when they analysed the effects of air pollution on life expectancy [25–28].

Opinions vary regarding the relative merits of estimating attributable cases or changes in life expectancy as means of expressing the impact of long-term exposure to air pollution on mortality. We used both approaches. Both approaches were also used in the cost-benefit analysis of the EC's CAFE programme, where the relative advantages and disadvantages were also discussed [29].

Regarding exposure data, HIA findings depend directly on the concentrations of measured partic-

ulate matter pollution. Cities where the PM_{2.5} measurement data was not available used conversion factors (local or European) for calculating PM_{2.5} levels from PM₁₀ measurements. In cities where both sets of data were available, the annual mean of measured PM_{2.5} concentration directly was slightly lower than the annual mean levels of PM_{2.5} converted from PM₁₀ calculated using the European conversion factor 0.7. It could imply that the European conversion factor is a little too high. Besides PM_{2.5} conversion factor, correction factors (local or European) were used to correct automatic PM₁₀ measurements. In general, local correction factors were slightly lower than the European default factor of 1.3 recommended

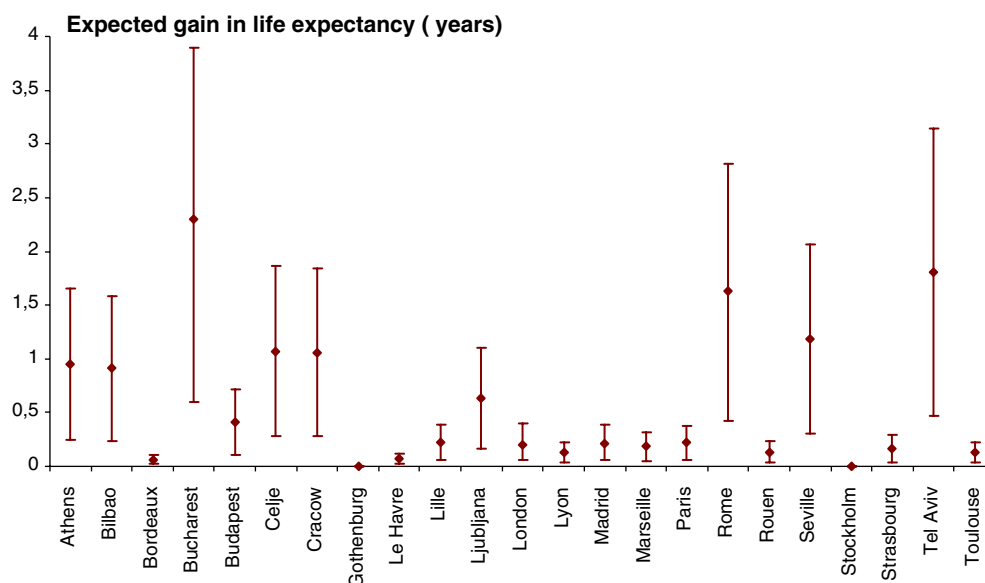


Figure 3. Expected gain in life expectancy at 30 years of age if the annual mean of converted PM_{2.5}* levels did not exceed 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in 23 Apehis-3 cities (95% confidence limits based on 95% CI of the Exposure–Response Functions). *PM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 μm in diameter.

by the EC Working Group on Particulate Matter. Estimates of corrected PM₁₀ and converted PM_{2.5} for HIAs of long-term exposure may thus be high.

We could conclude that, if there were no other uncertainties elsewhere, mortality estimates related to long-term exposure to PM₁₀ and PM_{2.5} could consequently be higher too. However the extent of over-estimation is small, in absolute terms, and in relation to the many other sources of uncertainties that may contribute to under (or over) estimate the impact: number of air-pollution and health indicators considered for HIA, including or not sensitive subgroups of the population, or choice of primary ERF and its transferability.

Regarding the number of air pollution indicators considered, we only used PM_{2.5} as a surrogate for the complex air-pollution mixture. In relation to health outcomes, cause-specific mortality was included together with all-cause mortality as complementary information to enrich the mortality picture. But all-cause mortality remains our first choice because it is more robust, not subject to misclassification and easier to obtain than morbidity data. Given that most of the cities applied a quality-control programme and given the low percentage of missing data for all-causes mortality, we consider that erroneous entries in the selection of cause of death did not affect the comparability of the data between cities.

Regarding health outcomes, it is likely that our HIA underestimates the full actual impact of fine particles in Europe. First, we only assessed the PM_{2.5} impact on mortality, but morbidity was not analysed. The amount of disease due to long-term PM_{2.5} exposure could be considerable in Europe [30–33]. Second, we did not consider the PM_{2.5} impact on mortality under the age of 30 years, because valid ERFs were not available when we carried out this HIA. There is now sufficient evidence to infer a causal relationship between particulate air pollution and respiratory deaths in the post-neonatal period [34, 35]. Obviously, deaths at an early age affect substantially life expectancy in a population.

Our study did not focus on sensitive subgroups of the population. The ACS study [14] reported higher

risks among people with lower educational status, and the ACS study itself included (relative to the US population as a whole) an under-representation of people with lower educational attainment, and so, arguably, an under-estimation of risks overall.

We used the most recent, well-established ERFs and the most powerful study for long-term PM_{2.5} exposure [14]. It is an update of the ACS study covering 319,000 adults in 51 U.S. cities that doubled the follow-up time to more than 16 years, controlled for more confounding factors and used recent advances in statistical modelling. The ACS study considers variation in ambient pollution at the level of metropolitan area in the USA. These are large units, geographically and in terms of population. This study's findings confirm the associations observed in their previous study.

The main evidence that the estimate of 6% may not be too high comes from a series of cohort studies where pollution is characterised at a smaller spatial scale. These well-conducted studies, e.g. Hoek et al. [36], Jerret et al. [37], and Willis et al. [38] very consistently report higher coefficients, in the order of 13%–17% increase in mortality hazards, per 10 µg/m³ PM_{2.5}. Also, the Harvard Six Cities study [24, 39] shows effects at this higher magnitude.

Preliminary findings of two European cohort studies suggested that mortality was associated with long-term average traffic-related air pollution, a major contributor to PM_{2.5} [36, 40, 41]. Then, in the absence of robust European ERFs for long-term exposure to PM_{2.5}, the transferability of U.S. ERFs to the European countries seemed appropriate [42]. Nevertheless, the question of transferability of estimates between the U.S. and Europe raises uncertainties, since the toxicity of particulate matter pollution and populations may differ between these two continents. However, the contribution to the general PM_{2.5} mixture of diesel particles from traffic is greater in Europe than in the U.S., and results from time series studies in both continents show higher risks, per µg/m³ PM₁₀, in Europe than in the U.S. [43]. These facts suggest that by transferring the key coefficient from the U.S. to Europe we may

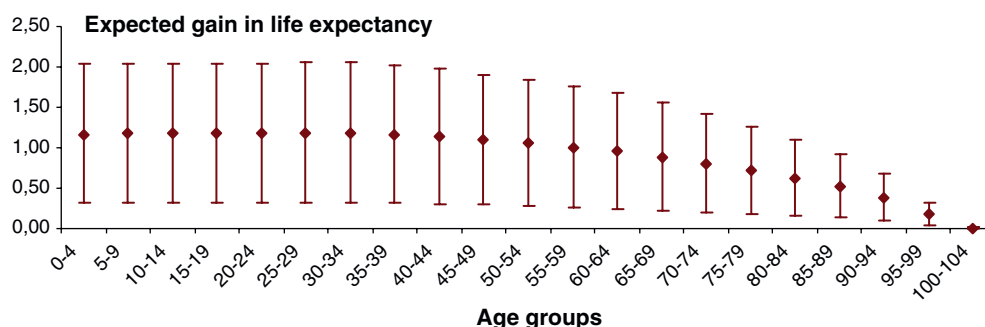


Figure 4. Expected gain in life expectancy if PM_{2.5}* annual mean levels did not exceed 15 µg/m³ in Seville (Spain). *PM_{2.5} indicates particles measuring less than 2.5 µm in diameter.

under-estimate, rather than over-estimate, a coefficient for Europe.

We should also be cautious when applying ERFs to cities whose PM concentrations exceed the range of the original study [14]. However, for most of the 23 cities studied, annual average PM_{2.5} was within the range of the ACS study, the only marked exceptions being Bucharest and Tel Aviv. Furthermore, the general linearity of the ERFs within the ranges studied gives some reassurance that extrapolation above these ranges should not be seriously misleading [42].

When interpreting the findings on annual mortality, we should remember that the main effects of air pollution are associated with long-term exposure. Most of the acute effects on mortality are included in effects of long-term exposure and represent around 15% of these chronic effects, when judged in terms of the number of attributable cases [9]. But not all short-term health impacts are included in the long-term impacts [9, 44, 45]. Consequently, in our study omitting ERFs from time series also lead to underestimating the short-term impact on mortality.

Policy implications

As regards exposure data, in addition to the existing PM₁₀ monitoring networks, we recommend implementation of continuous PM_{2.5} monitoring networks in all the participating Apheis cities to provide reliable, regular information on population exposure to ambient PM_{2.5}. In the meantime, more research is needed in each Apheis city and at the European level to define adequate local/European conversion/correction factors.

In relation to health data, substantial efforts should be made in most of the countries to reduce the time needed to obtain validated, comparable mortality and morbidity data.

Besides information on air pollution and health data, HIA requires information on ERFs. Questions about the transferability of ERFs would be avoided if the available ERFs of long-term exposure to PM_{2.5} were based on European studies. We welcome that a major cohort study in Europe is one of the EC's priorities for environment and health research in the forthcoming Framework VII Research Programme.

As for the HIA scenarios we proposed, Apheis-3 revealed that reducing converted PM_{2.5} levels to 15 µg/m³ produces a benefit in terms of both total and cause-specific mortality that is over 30% greater than for a reduction to 20 µg/m³. Apheis-3 also showed that even small reductions in annual average PM_{2.5} levels (by 3.5 µg/m³) may have substantial public health benefits.

Some countries have already established air quality standards for PM to protect the most sensitive groups of people, including infants and children, the elderly and persons with heart or lung disease. For example,

California's annual PM standards (12 µg/m³) are even more protective of human health than the corresponding set by US EPA (15 µg/m³). Nevertheless, studies on large populations show a strong effect of PM_{2.5} on mortality and these effects are expected to occur even below such low levels (ACS & Los Angeles ACS extension, [37]). Additionally, no threshold has been found in studies of acute effects of PM_{2.5} [46] and besides we should remind that recent intervention studies [22, 23, 47, 48] do indicate the reduction in mortality and morbidity after decreases in air pollution.

In conclusion, in the context of the debate on the EC proposal for PM_{2.5} Apheis adds further support to WHO's view that "it is reasonable to assume that a reduction of air pollution will lead to considerable health benefits" [10] and these benefits are expected to occur to levels well below those currently experienced in European cities. The Apheis-3 HIA has demonstrated the public health benefits of 15 µg/m³ as a limit value for PM_{2.5}. However, because a significant health impact can be expected even at 15 µg/m³, we advise to achieve further reductions in PM_{2.5} levels, wherever practicable.

Acknowledgements

The huge amount of work behind the Apheis programme is the fruit of the generous and constructive input from all the members of the Apheis network. We wish to give our special thanks and appreciation to all of them. The Apheis programme was supported by the European Commission DG SANCO programme of Community action on pollution-related diseases (contract Nos. SI2.131174 [99CVF2-604]; SI2.297300 [2000CVG2-607]; SI2.326507 [2001CVG2-602] and the participating institutions in 12 European countries. Elena Boldo was supported by a grant from the Regional Ministry of Education (Order 7580/2003) and Regional Ministry of Health (Order 566/2001), Madrid Regional Government, Spain.

Notes

1. www.apheis.net
2. <http://www.invs.sante.fr/psas9>

References

1. Pope CAI, Burnett RT, Thurston GD, et al. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 2004; 109: 71–77.

2. Brunekreef B, Forsberg B. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 2005; 26: 309–318.
3. WHO. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe (EUR/03/5042688), 2003: 98 pp.
4. WHO. Health 21: The Health for All Policy Framework for the WHO European Region (European Health for All Series; No. 6). Copenhagen: Regional Office for Europe, 1999; 230 pp.
5. WHO. Review of Methods for Monitoring of PM_{2.5} and PM₁₀. Report on a WHO Workshop. Berlin, Germany, 11–12 October, 2004: 95 pp.
6. Medina S, Plasencia A, Artacoz L, Quenel P, Katsouyanni K, Mucke HG, De Saeger E, Krzyzanowski M, Schwartz J, and the contributing members of the Apehis group. Apehis Monitoring the Effects of Air Pollution on Public Health in Europe. Scientific report, 1999–2000. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2001: 136 pp.
7. Medina S, Plasencia A, Artacoz L, Quenel P, Katsouyanni K, Mucke HG, De Saeger E, Krzyzanowski M, Schwartz J, and the contributing members of the Apehis group. Apehis Health Impact Assessment of Air Pollution in 26 European Cities. Second year, 2000–2001. Saint-Maurice : Institut de Veille Sanitaire, 2002 : 225 pp.
8. Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mucke HG, Schwartz J. Apehis: Public health impact of PM₁₀ in 19 European cities. *J Epidemiol Commun Health* 2004; 58: 831–836.
9. Medina S, Boldo E, Saklad M, Niciu EM, Krzyzanowski M, Frank F, Cambra K, Mucke HG, Zorrilla B, Atkinson R, Le Tertre A, Forsberg B, and the contributing members of the Apehis group. APHEIS Health Impact Assessment of Air Pollution and Communications Strategy. Third year report, 2002–2003. Saint-Maurice : Institut de Veille Sanitaire, 2005: 232 pp.
10. WHO. Health Aspects of Air Pollution – Answers to Follow-up Questions from CAFE. Report on a WHO Working Group Meeting. Bonn, Germany, 15–16 January. Copenhagen: Regional Office for Europe (EUR/04/5046026), 2004: 78 pp.
11. WHO. Particulate Matter Air Pollution: How it Harms Health. Fact Sheet EURO/04/05. Berlin, Copenhagen, Rome, 2005: 4 pp.
12. WHO. Evaluation and Use of Epidemiological Evidence for Environmental Health Risk Assessment. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe (EUR/00/5020369), 2000: 39 pp.
13. WHO. Quantification of Health Effects of Exposure to Air Pollution. Copenhagen: WHO, Regional Office for Europe (EUR/01/5026342), 2001: 34 pp.
14. Pope CAI, Burnett RT, Thun MJ, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002; 287: 1132–1141.
15. Van Dingenen R, Raes F, Putaud JP, et al. A European aerosol phenomenology-1: Physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos Environ* 2004; 38: 2561–2577.
16. EC Working Group Report on Particulate Matter. Guidance to Member States on PM₁₀ Monitoring and Intercomparisons with the Reference Methods. 2002: 69 pp.
17. Le Tertre A, Quenel P, Eilstein D, et al. Short-term effects of air pollution on mortality in nine French cities: a quantitative summary. *Arch Environ Health* 2002; 57: 311–319.
18. Mindell J, Joffe M. Predicted health impacts of urban air quality management. *J Epidemiol Commun Health* 2004; 58: 103–113.
19. Martuzzi M, Galassi C, Ostro B, Forastiere F, Bertollini R. Health Impact Assessment of Air Pollution in the Eight Major Italian Cities. World Health Organization, 2002.
20. Kunzli N, Kaiser R, Medina S, et al. Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: A European assessment. *Lancet* 2000; 356: 795–801.
21. Persson B, Hansson HC, Johansson C, Areskoug H, Persson K, Jarvholm B. Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 2005; 34: 11–19.
22. Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: An intervention study. *Lancet* 2002; 360: 1210–1214.
23. Hedley AJ, Wong CM, Thach TQ, Ma S, Lam TH, Anderson HR. Cardiorespiratory and all-cause mortality after restrictions on sulphur content of fuel in Hong Kong: an intervention study. *Lancet* 2002; 360: 1646–1652.
24. Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities Study. *Am J Respir Crit Care Med* 2006; 173: 667–672.
25. Finkelstein MM, Jerrett M, Sears MR. Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *Am J Epidemiol* 2004; 160: 173–177.
26. Mechler R, Amann M, Schöpp W. A methodology to estimate changes in statistical life expectancy due to the control of particulate matter air pollution. Interim Reports. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), 2002.
27. Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP). Long-Term Effects of Particles on Health. London, UK: COMEAP/20000/17, 2000.
28. Brunekreef B. Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occup Environ Med* 1997; 54: 781–784.
29. Hurley F, Hunt A, Cowie H, et al. Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Didcot, UK: AEA Technology Environment, 2005.
30. Brauer M, Hoek G, Van Vliet P, et al. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 2002; 166: 1092–1098.
31. Gehring U, Cyrus J, Sedlmeir G, et al. Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life. *Eur Respir J* 2002; 19: 690–698.
32. Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, et al. Health effects of particles in ambient air. *Int J Hygiene Environ Health* 2004; 207: 399–407.
33. Ranzi A, Gambini M, Spattini A, et al. Air pollution and respiratory status in asthmatic children: Hints for a

- locally based preventive strategy. AIRE study. *Eur J Epidemiol* 2004; 19: 567–576.
34. WHO. The Effects of Air Pollution on Children's Health and Development: A Review of the Evidence. Executive Summary, 2004: 4 pp.
 35. Lacasana M, Esplugues A, Ballester F. Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *Eur J Epidemiol* 2005; 20: 183–199.
 36. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002; 360: 1203–1209.
 37. Jerrett M, Burnett RT, Ma R, et al. Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005; 16: 727–736.
 38. Willis A, Jerrett M, Burnett RT, Krewski D. The association between sulfate air pollution and mortality at the county scale: An exploration of the impact of scale on a long-term exposure study. *J Toxicol Environ Health A* 2003; 66: 1605–1624.
 39. Dockery DW, Pope CA, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993; 329: 1753–1759.
 40. Nafstad P, Haheim LL, Oftedal B, et al. Lung cancer and air pollution: A 27 year follow up of 16,209 Norwegian men. *Thorax* 2003; 58: 1071–1076.
 41. Nafstad P, Haheim LL, Wisloff T, et al. Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 610–615.
 42. SCHER-Scientific Committee on Health and Environmental Risks. Opinion on “New Evidence of Air Pollution Effects on Human Health and the Environment”. European Commission, Health & Consumer Protection Directorate, 2005: 15 pp.
 43. Le Tertre A, Medina S, Samoli E, et al. Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Commun Health* 2002; 56: 773–779.
 44. Kunzli N, Medina S, Kaiser R, Quenel P, Horak F Jr., Studnicka M. Assessment of deaths attributable to air pollution: Should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am J Epidemiol* 2001; 153: 1050–1055.
 45. Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mucke HG, Schwartz J. Apheis: public health impact of PM10 in 19 European cities. *J Epidemiol Commun Health* 2004; 58: 831–836.
 46. Schwartz J, Laden F, Zanobetti A. The concentration-response relation between PM(2.5) and daily deaths. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 1025–1029.
 47. Heinrich J, Hoelscher B, Frye C, et al. Improved air quality in reunified Germany and decreases in respiratory symptoms. *Epidemiology* 2002; 13: 394–401.
 48. Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L, Graham LM, Teague WG. Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA* 2001; 285: 897–905.

Address for correspondence: Elena Boldo, ISCIII-National Centre for Epidemiology, C/Sinesio Delgado, 6, 28029, Madrid, Spain
 Phone: + 34-918222664; Fax: + 34-913877815
 E-mail: eiboldo@isciii.es

Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities

Ferran Ballester,^{1,2} Sylvia Medina,³ Elena Boldo,^{2,4} Pat Goodman,⁵ Manfred Neuberger,⁶ Carmen Iñiguez,^{1,2} Nino Künzli,^{2,7} on behalf of the Apheis network*

¹ Valencian School of Health Studies (EVES), Valencia, Spain; ² CIBER Epidemiology and Public Health (CIBERESP), Spain; ³ Institute for Public Health Surveillance, Saint Maurice, France; ⁴ Carlos III National Institute of Health, Madrid, Spain; ⁵ Dublin Institute of Technology, Dublin, Ireland; ⁶ Medical University of Vienna, Austria; ⁷ Centre of Research in Environmental Epidemiology CREAL and ICREA, Barcelona, Spain

Correspondence to: Ferran Ballester, Epidemiology and Statistics Unit, Escola Valenciana d'Estudis en Salut-EVES (Valencian School of Health Studies), c/Joan de Garay 21, 46017 Valencia, Spain; ballester_fer@gva.es

*See list of Apheis participants at the end of the paper.

Accepted 5 September 2007

ABSTRACT

Recently new European policies on ambient air quality—namely, the adoption of new standards for fine particulate matter (PM_{2.5}), have generated a broad debate about choosing the air quality standards that can best protect public health. The Apheis network estimated the number of potential premature deaths from all causes that could be prevented by reducing PM_{2.5} annual levels to 25 µg/m³, 20 µg/m³, 15 µg/m³ and 10 µg/m³ in 26 European cities. The various PM_{2.5} concentrations were chosen as different reductions based on the limit values proposed by the new European Directive, the European Parliament, the US Environmental Protection Agency and the World Health Organization, respectively. The Apheis network provided the health and exposure data used in this study. The concentration-response function (CRF) was derived from the paper by Pope *et al* (2002). If no direct PM_{2.5} measurements were available, then the PM₁₀ measurements were converted to PM_{2.5} using a local or an assumed European conversion factor. We performed a sensitivity analysis using assumptions for two key factors—namely, CRF and the conversion factor for PM_{2.5}. Specifically, using the “at least” approach, in the 26 Apheis cities with more than 40 million inhabitants, reducing annual mean levels of PM_{2.5} to 15 µg/m³ could lead to a reduction in the total burden of mortality among people aged 30 years and over that would be four times greater than the reduction in mortality that could be achieved by reducing PM_{2.5} levels to 25 µg/m³ (1.6% vs 0.4% reduction) and two times greater than a reduction to 20 µg/m³. The percentage reduction could grow by more than seven times if PM_{2.5} levels were reduced to 10 µg/m³ (3.0% vs 0.4%). This study shows that more stringent standards need to be adopted in Europe to protect public health, as proposed by the scientific community and the World Health Organization.

The European Union (EU) air quality legislation is currently based on several directives, and air quality limits have been settled on for the major air pollutants. Despite effective abatement policies in the past, substantial investments have to be put into further emission reductions to decrease the remaining health risks. Regarding health impact, particulate matter (PM) air pollution is a major environmental factor affecting human health and there is no safe level of exposure—that is, a threshold has not been identified.¹ Particles of special health concern are those known as fine particles, less than 2.5 µm in diameter (PM_{2.5}). Both short-term and long-term effects of PM_{2.5}

have been described, including substantial effects on life expectancy as a result of long-term exposure. Recently Pope and Dockery² have emphasised the importance of PM_{2.5} from a health perspective; they indicate that this smaller fraction is of immense importance and appears to be more significant than PM₁₀. In practice, an annual average is considered to be sufficient to represent long-term average concentrations of ambient PM.¹

The PM pollution must be reduced to better protect public health. Limit values for PM₁₀ (particulates with a diameter smaller than 10 µm) were established in a daughter directive in 1999.³ A limit value of 40 µg/m³ for PM₁₀ annual mean was settled on to be attained in 2005; and 20 µg/m³ in 2010; this last limit has not been implemented yet as it was not ratified in 2005. Recently new PM abatement strategies and European air quality directives have generated wide debate regarding appropriate targets and exposure levels. The commission's Clean Air for Europe programme (CAFE) released a proposal for a new ambient air quality directive in September 2005.⁴ One of the major features in the CAFE programme has been to recognise, based on scientific evidence, the importance of measuring particles with a diameter smaller than 2.5 µm as a better marker for health effects. The proposed draft directive includes a mandatory 25 µg/m³ annual average “concentration cap” for PM_{2.5} to be met in 2010, that has generated debate regarding the establishment of appropriate PM_{2.5} values to protect the population from the risk of exposure to particles. On the other hand, more ambitious PM_{2.5} reduction targets have been proposed by different institutions. The European Parliament favours the introduction of a PM_{2.5} target value of 20 µg/m³ in 2010.⁵ In parallel, the US Environmental Protection Agency (US EPA) equivalent standard for the United States is 15 µg/m³,⁶ and the current World Health Organization guideline is 10 µg/m³.⁷ This discrepancy reflects the differences in the ambitions of different institutions to protect public health.

Health impact assessment (HIA) has been defined by WHO as “a combination of procedures or methods by which a policy, programme or project may be judged as to the effects it may have on the health of a population.”⁸ HIA studies have been shown to be informative and effective tools of communication with the general public and policy-makers. In the domain of air pollution, health impacts have been assessed, providing estimates of both burden of disease attributable to air

Table 1 Apehis cities, demographic and environmental data

Apehis city	Year of the data	Mortality and demographic data			PM ₁₀			PM _{2.5}	
		Annual deaths, 30 years and over	Population, 30 years and over	Mortality rate, 30 years and over ($\times 1000$)	Measurement method	PM ₁₀ measured levels (annual average, $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Correction factor**	Conversion factor from PM ₁₀ to PM _{2.5} ***	Converted PM _{2.5} (annual average, $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Athens	2001	28407	2023945	14.04	β -attenuation	52.1	1.3*	0.46	31.2
Barcelona	2002	16385	1033376	15.86	gravimetric	39.7	1	0.6	23.8
Bilbao	2002	6145	483690	12.70	β -radiation absorption	36.2	1.2	0.5#	21.7
Bordeaux	2001	4819	355470	13.56	TEOM (50°C)	21.0	†	0.67	16.9
Budapest	2001	24291	1137019	21.36	TSP, β -ray-operation††	22.2	††	0.5#	14.4
Cracow	2001	6783	446727	15.18	β -gauge-monitor	42.2	1	0.8	33.8
Dublin	2002	4099	269201	15.23	gravimetric	24.0	1	0.3	7.2
Gothenburg	2002	4557	291234	15.65	TEOM (50°C)	17.8	1.2	0.5#	10.7
Hamburg	2001	17651	1176425	15.00	TEOM, β -absorption	19.1	1.3*	0.5#	12.4
Le Havre	2001	2210	148864	14.85	TEOM (50°C)	21.4	†	0.5#	12.0
Lille	2001	6090	586349	10.39	TEOM (50°C)	21.4	†	0.66	17.8
Lisbon	2002	17895	1215742	14.72	β -attenuation	28.8	1.11	0.48	15.4
Ljubljana	2001	2632	170852	15.41	TEOM (50°C)	29.5	1.3*	0.5#	19.2
London	2001	54576	4166772	13.10	TEOM	13.1	1.3*	0.5#	8.5
Lyon	2001	5763	456298	12.63	TEOM	22.2	†	0.5#	13.0
Madrid	2002	25692	1952919	13.16	β -attenuation	33.3	1.0	0.51	17.0
Marseilles	2001	7794	527824	14.77	TEOM (50°C)	29.0	†	0.65	20.1
Paris	2001	42983	3664892	11.73	TEOM	22.4	†	0.5#	13.5
Prague	2001	13017	756713	17.20	β -radiation absorption	26.2	1.3*	0.5#	22.1
Rome	2001	21439	1754427	12.22	β -gauge monitor	47.3	1.3*	0.5#	30.5
Rotterdam	2001	6295	360594	17.46	β -gauge monitor	28.5	1.3*	0.6	22.2
Rouen	2001	3533	252908	13.97	TEOM (50°C)	21.4	†	0.5#	11.1
Seville	2001	5694	416364	13.68	β -radiation-attenuation	40.5	1.13	0.5#	22.9
Stockholm	2002	10625	745567	14.25	TEOM (50°C)	15.2	1.2	0.65	11.8
Toulouse	2001	4410	388010	11.37	TEOM (50°C)	22.0	†	0.65	16.3
Vienna	2002	16652	1052083	15.83	gravimetric	30.0	1	†††	16.5

TEOM, tapered element oscillating microbalance; TSP, total suspended particulates.

A correction factor was used to correct the automatic PM₁₀ measurements in order to compensate losses of volatile material. *A correction factor by default (1.3) was applied when a local (that is, for that city) correction factor was not available (cities marked with *).*A conversion factor was used to obtain estimates of PM_{2.5} for each city from PM₁₀ measurements. #A conversion factor by default (0.5) was applied when a local (that is, for that city) correction factor was not available (cities marked with #).†French cities: as part of the national programme for PM surveillance a specific polynomial regression has been used for correction of PM₁₀ in each city. The coefficients of these regressions were derived from parallel PM₁₀ measurements within each city.††PM₁₀ = TSP \times 0.58.†††Estimated PM_{2.5} by local modelling.

pollution^{9 10} and of potential benefits from policies driven to improve air quality.¹¹

In this context, the Apehis network (www.apheis.net) has estimated the potential benefits in terms of premature deaths from all causes that could be prevented by reducing annual levels of PM_{2.5} to 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in 26 European cities. These various PM_{2.5} concentrations have been chosen as different scenarios of reduction, based on the figures described above.

METHODS

This study uses the WHO methodology for HIA^{12 13} and the Apehis guidelines for data collection and analysis.^{14 15} The 26 cities in the Apehis network provided population data, deaths from all causes, annual mean concentrations of PM₁₀ and information on measurement methods. Health and exposure data were available for 2001 or 2002 (table 1).

Provided adequate data on population, outcome and exposure are available, uncertainties involved in estimating the health effects of air pollution are the first concern.^{7 12 16} Assuming that

the relation between particles and mortality is causal, the major uncertainties in this work could arise from the selection of the risk estimate and of the methods for obtaining PM_{2.5} levels. Taking into account the influence of these decisions on the estimates of the attributable impact of PM_{2.5}, we decided to adopt an “at least” approach—that is, choosing the alternative providing the lowest impact.⁹

The HIA concentration-response functions (CRF) for total mortality in people aged 30 years and over were derived from the American Cancer Society study performed by Pope and colleagues.¹⁷ This is the largest cohort study assessing long-term effects of air pollution on health. Data on risk factors for approximately half a million adults followed from 1982 to 1998 were linked to air pollution data for metropolitan areas in the United States and combined with vital status and cause of death. Concentrations of PM_{2.5} were measured in 1979–83 and 1999–2000. Models were estimated separately for each of the two PM_{2.5} measurement periods and also for the average of them. The relative risk of dying from all causes per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of chronic exposure to PM_{2.5} was 1.06 (95% confidence interval

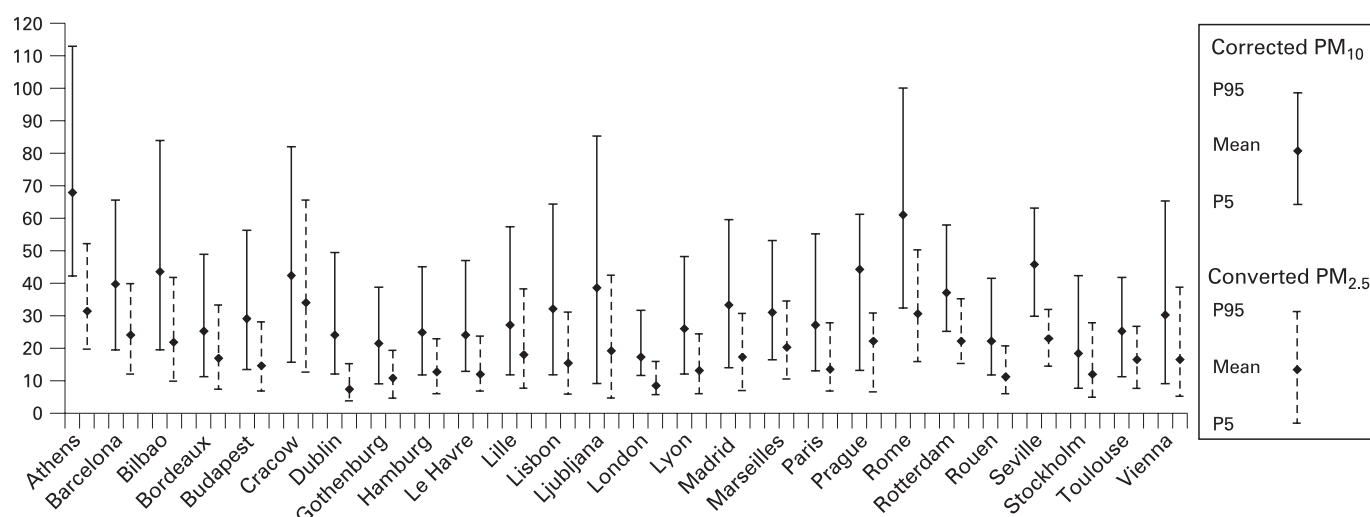


Figure 1 Annual levels for corrected PM₁₀ and converted PM_{2.5} for each Apehis city (conversion factor by default: 0.5).

(CI) 1.02 to 1.11) for both the PM_{2.5} average and the 1999–2000 period, and 1.04 (95% CI 1.01 to 1.08) for the 1979–83 period. We used the last one as the “at least” option and the former for the sensitivity analysis. The published estimates of Pope *et al*¹⁷ used linear functions for mortality of the population aged 30 years and over and for exposures in a range between 10 µg/m³ and 30 µg/m³. This corresponds to the range covered in our study (table 1), for which we also used a linear model for the population aged 30 years and over.

PM₁₀ measurements obtained by automatic methods (β-attenuation and TEOM, tapered element oscillating microbalance) were corrected to fit with gravimetric methods used by Pope *et al*, and converted to PM_{2.5} using a local conversion factor (ranging between 0.3 and 0.8). When no local factor was available, the lower limit of the range (0.5–0.8) of the PM_{2.5}/PM₁₀ ratio for European cities was selected.^{7 16} In order to test the sensitivity in estimates of the selection of this ratio in cities with no available local factor, and according to some European publications,^{4 18} 0.7 was also used as the default conversion factor.

Attributable cases and the potential reduction (percentage) in mortality for each scenario were estimated for each city and for the 26 cities as a whole. Relative risks (RR) for each city (i) and scenario (j) were calculated as $RR_{ij} = \exp[\beta \times C_{ij}]$, β being the regression coefficient from Pope *et al*¹⁷ for an increase in 1 µg/m³, and C_{ij} the difference between the actual concentration in a city (i) and the PM_{2.5} in each scenario (j). Assuming all the population is exposed to the mean concentration in a city, the attributable fraction (AF) to estimate the impact of changing the exposure can be calculated by: $AF_{ij} = (RR_{ij} - 1)/RR_{ij}$. To calculate the expected number (EN) of deaths attributable to air pollution, the AF_{ij} is applied to the total number of deaths among people aged 30 years and over in each city. So, the expected number of attributable deaths in each city and scenario will be:

$$EN_{ij} = \text{number of deaths in city } i \text{ and for scenario } j \times AF_{ij}$$

We call these deaths among the population being studied “premature deaths” because we assume exposure to air pollution causes these deaths earlier than would normally occur. To calculate the expected proportional reductions in mortality we divided this number by the total number of deaths among people aged 30 years and over in each city. For the combined estimates we obtained the number of attributable deaths for the 26 cities and applied it to the total number of deaths among people aged 30 years and over in the 26 cities.

To be comparable with previous impact assessments we used the central estimates and the 95% confidence interval of the C-R functions. Finally, in order, to describe quantitatively the range of uncertainties we performed a sensitivity analysis of the more important assumptions.

RESULTS

Mean annual levels of corrected PM₁₀ ranged from 17–61 µg/m³ (fig 1). The derived PM_{2.5} values using 0.5 as the default conversion factor ranged from 7.2–33.8 µg/m³. London and Dublin presented an annual PM_{2.5} level below 10 µg/m³, and Athens, Cracow and Rome concentrations above 25 µg/m³.

Table 2 shows the estimates of reductions in annual mortality rates among people aged 30 years and over for different scenarios of reduction in PM_{2.5} levels for each of the 26 cities using the “at least” approach—that is, RR: 1.04 (95% CI 1.01 to 1.08) for a 10 µg/m³ increase in chronic (annual) exposure to PM_{2.5}, and 0.5 as the default ratio for PM_{2.5} conversion. Table 2 illustrates the magnitude of the potential benefits among the different scenarios and cities, depending on their annual level of particles and the baseline mortality rate. All other things being equal, if annual PM_{2.5} levels were reduced to 10 µg/m³, all the cities but Dublin and London would benefit with percentage reductions in premature mortality ranging from 0.3% (Stockholm) to 9.0% (Cracow). The average reduction in the total burden of mortality among people aged 30 and over in all the cities would be 3.0% (95% confidence interval: 0.8% to 5.8%). It would be 1.6% (0.4% to 3.1%), for PM_{2.5} reductions to 15 µg/m³. The benefits clearly decrease when the reduction scenarios are less ambitious, and fall to 0.8% (0.2% to 1.6%) and 0.4% (0.1% to 0.8%) for PM_{2.5} reductions to 20 µg/m³ and 25 µg/m³, respectively.

Figure 2 shows the results of the sensitivity analysis of the estimates for potential reductions in premature mortality in people age 30 years, and over for the 26 Apehis cities combined, using alternative options for the CRF (1.06, 1.02 to 1.11) and the conversion factor (0.7). When these last two options are applied in the same model, the estimates for reductions in premature deaths double. A reduction in PM_{2.5} annual levels to 10 µg/m³ would prevent 6.2% of the total burden of mortality (95% CI 1.7% to 10.4%). Reducing PM_{2.5} concentrations to 15 µg/m³, 20 µg/m³ and 25 µg/m³ would reduce the burden of mortality

Table 2 Potential reductions in premature deaths rates per 100 000 (and their 95% confidence intervals) and percentage reductions in the total burden of premature mortality (and their 95% confidence intervals) among people age 30 years and over for different decreases in annual PM_{2.5} using a conservative estimate ("at least" approach)*

City	Reduction to 25 [†]			Reduction to 20 ^{††}			Reduction to 15 [‡]			Reduction to 10 ^{‡‡}		
	Deaths/100 000/year (95% CI)	Percentage reduction (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Percentage reduction (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Percentage reduction (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Percentage reduction (95% CI)	Deaths/100 000/year (95% CI)	Percentage reduction (95% CI)
Athens	34 (9 to 67)	2.4 (0.6 to 4.8)	61 (16 to 120)	88 (22 to 170)	4.4 (1.1 to 8.5)	114 (29 to 218)	6.3 (1.6 to 12.1)	114 (29 to 218)	8.1 (2.1 to 15.5)			
Barcelona	0	0.0	24 (6 to 47)	55 (14 to 108)	1.5 (0.4 to 3.0)	85 (22 to 165)	3.5 (0.9 to 6.8)	85 (22 to 165)	5.4 (1.4 to 10.4)			
Bilbao	0	0.0	9 (2 to 17)	34 (9 to 66)	0.7 (0.2 to 1.4)	58 (15 to 113)	2.6 (0.7 to 5.2)	58 (15 to 113)	4.6 (1.2 to 8.9)			
Bordeaux	0	0.0	0	10 (3 to 21)	0.0	37 (9 to 73)	0.8 (0.2 to 1.5)	37 (9 to 73)	2.7 (0.7 to 5.4)			
Budapest	0	0.0	0	0	0.0	37 (9 to 74)	0.0	37 (9 to 74)	1.8 (0.4 to 3.5)			
Cracow	52 (13 to 102)	3.4 (0.9 to 6.7)	81 (21 to 158)	110 (28 to 211)	5.3 (1.4 to 10.4)	137 (36 to 262)	7.2 (1.9 to 13.9)	137 (36 to 262)	9.0 (2.3 to 17.2)			
Dublin	0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0	0.0			
Gothenburg	0	0.0	0	0	0.0	4 (1 to 9)	0.0	4 (1 to 9)	0.3 (0.1 to 0.6)			
Hamburg	0	0.0	0	0	0.0	14 (4 to 29)	0.0	14 (4 to 29)	1.0 (0.2 to 1.9)			
Le Havre	0	0.0	0	0	0.0	12 (3 to 23)	0.0	12 (3 to 23)	0.8 (0.2 to 1.6)			
Lille	0	0.0	0	12 (3 to 23)	0.0	32 (8 to 63)	1.1 (0.3 to 2.2)	32 (8 to 63)	3.1 (0.8 to 6.1)			
Lisbon	0	0.0	0	2 (1 to 4)	0.0	31 (8 to 62)	0.1 (0.0 to 0.3)	31 (8 to 62)	2.1 (0.5 to 4.2)			
Ljubljana	0	0.0	0	26 (6 to 51)	0.0	56 (14 to 109)	1.7 (0.4 to 3.3)	56 (14 to 109)	3.6 (0.9 to 7.1)			
London	0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0	0.0			
Lyon	0	0.0	0	0	0.0	15 (4 to 29)	0.0	15 (4 to 29)	1.2 (0.3 to 2.3)			
Madrid	0	0.0	0	10 (3 to 20)	0.0	36 (9 to 71)	0.8 (0.2 to 1.6)	36 (9 to 71)	2.7 (0.7 to 5.4)			
Marseilles	0	0.0	1 (0 to 1)	30 (7 to 59)	0.0 (0.0 to 0.1)	58 (15 to 114)	2.0 (0.5 to 4.0)	58 (15 to 114)	3.9 (1.0 to 7.7)			
Paris	0	0.0	0	0	0.0	16 (4 to 32)	0.0	16 (4 to 32)	1.4 (0.3 to 2.8)			
Prague	0	0.0	14 (4 to 29)	48 (12 to 95)	0.8 (0.2 to 1.7)	81 (21 to 158)	2.8 (0.7 to 5.5)	81 (21 to 158)	4.7 (1.2 to 9.2)			
Rome	27 (7 to 52)	2.2 (0.5 to 4.3)	50 (13 to 98)	73 (19 to 142)	4.1 (1.0 to 8.0)	96 (25 to 184)	6.0 (1.5 to 11.6)	96 (25 to 184)	7.9 (2.0 to 15.1)			
Rotterdam	0	0.0	16 (4 to 31)	50 (13 to 98)	0.9 (0.2 to 1.8)	83 (21 to 162)	2.8 (0.7 to 5.6)	83 (21 to 162)	4.8 (1.2 to 9.3)			
Rouen	0	0.0	0	0	0.0	6 (2 to 12)	0.0	6 (2 to 12)	0.4 (0.1 to 0.9)			
Seville	0	0.0	16 (4 to 31)	42 (11 to 83)	1.1 (0 to 3 to 2.3)	69 (17 to 133)	3.1 (0.8 to 6.1)	69 (17 to 133)	5.0 (1.3 to 9.8)			
Stockholm	0	0.0	0	0	0.0	10 (3 to 21)	0.0	10 (3 to 21)	0.7 (0.2 to 1.4)			
Toulouse	0	0.0	0	6 (1 to 11)	0.0	28 (7 to 55)	0.5 (0.1 to 1.0)	28 (7 to 55)	2.5 (2.6 to 4.9)			
Vienna	0	0.0	0	10 (2 to 19)	0.0	41 (10 to 80)	0.6 (0.2 to 1.2)	41 (10 to 80)	2.6 (0.7 to 5.1)			
Total	5 (1 to 11)	0.4 (0.1 to 0.8)	12 (3 to 23)	22 (6 to 43)	0.8 (0.2 to 1.6)	41 (11 to 80)	1.6 (0.4 to 3.1)	41 (11 to 80)	3.0 (0.8 to 5.8)			

*Concentration-response function correspondent to the relative risk using PM_{2.5} data from 1979–1983 period (Pope *et al* 2002)—that is, RR: 1.04 (95% CI 1.01 to 1.08), for a 10 µg/m³ increase in chronic (annual) exposure to PM_{2.5}, and 0.5 as the default ratio for PM_{2.5} conversion, and conversion factor by default from PM₁₀ to PM_{2.5} = 0.5

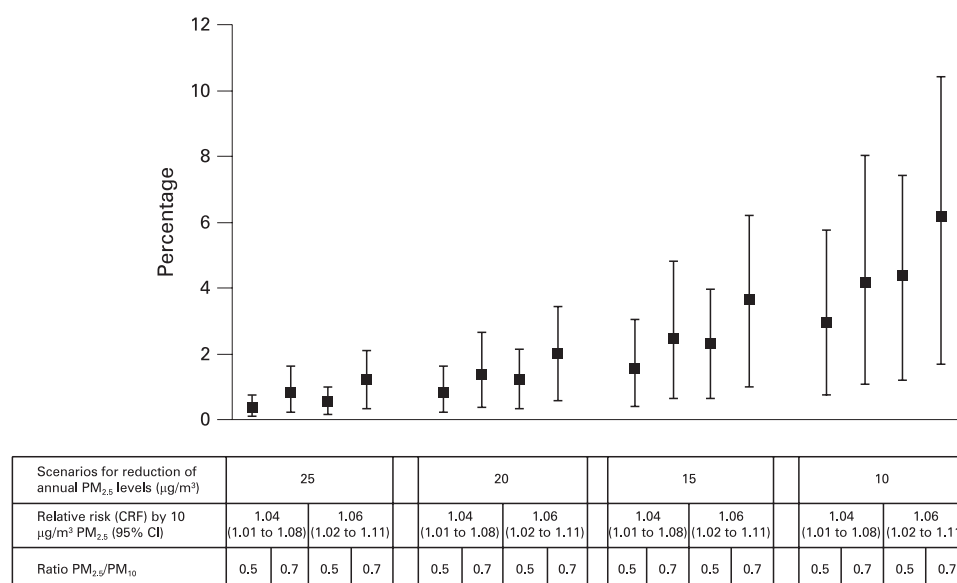
†Reduction of current PM_{2.5} annual mean to 25 µg/m³; CAFE programme and European Commission proposed limit value.

††Reduction of current PM_{2.5} annual mean to 20 µg/m³; European Parliament proposed target value.

‡Reduction of current PM_{2.5} annual mean to 15 µg/m³; EPA standard.

‡‡Reduction of current PM_{2.5} annual mean to 10 µg/m³; WHO guideline.

Figure 2 Sensitivity analysis of potential reductions in total annual deaths (central estimate and 95% CI) among people age 30 years and over in the 26 Apehis cities for different decreases in annual $\text{PM}_{2.5}$ levels.



by 3.7% (1.0% to 6.2%), 2.0% (0.6% to 3.4%) and 1.2% (0.3% to 2.1%), respectively.

DISCUSSION

This study illustrates the reduction in premature deaths that could be achieved by lowering annual $\text{PM}_{2.5}$ levels in European cities. Specifically, and using the “at least” approach in the 26 Apehis cities with more than 40 million inhabitants, reducing annual mean levels of $\text{PM}_{2.5}$ to 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ could lead to a reduction in the total burden of mortality among people aged 30 years and over which is four times greater than the reduction in mortality that could be achieved by reducing to 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.6% vs 0.4% reduction) and two times greater than a reduction to 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The percentage reduction could grow by up to more than seven times if $\text{PM}_{2.5}$ levels were reduced to 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3.0% vs 0.4%).

Methodological issues

Several limitations could affect HIA estimates as sources of uncertainty and variability. One shared problem is that of exposure assessment and, related to that, comparability between cities. In our study direct $\text{PM}_{2.5}$ measurements were not available in more than half of the cities, but a previous study showed that converted $\text{PM}_{2.5}$ from PM_{10} levels were similar to measured levels of $\text{PM}_{2.5}$ in 12 cities where both measures were available.¹⁵ In the present work conversion factors from PM_{10} to $\text{PM}_{2.5}$ were somewhat heterogeneous across the cities ranging from 0.3 to 0.8, and, among other reasons, this fact led us to perform the sensitivity analysis using two default conversion factors. The accuracy of these estimates will improve when reliable direct $\text{PM}_{2.5}$ levels are available on a routine basis in more cities.

The choice of the concentration-response functions (CRFs) is very influential in the HIA process. In line with guidelines and previous HIA we used estimates from cohort studies to capture the long-term effects.^{7–11, 15} While we used the estimates from the US ACS study it is of note that various European longitudinal studies have recently shown results consistent with a causal link between long-term air pollution exposure and mortality in Europe as well (in France,¹⁹ in The Netherlands,²⁰ in Norway²¹ and in Germany).²² Moreover, the re-analyses of the ACS data among participants from southern California, using

more detailed assignment of exposure,²³ and an update of the 6-Cities study in the United States,²⁴ provided larger estimates than the original ACS study. The percentage increase in total mortality estimated in the ACS for a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in $\text{PM}_{2.5}$ was about 6%, while in the more recent and powerful studies, this percentage is between 15% and 18%. This newer evidence is also reflected in an expert solicitation conducted by the US EPA.²⁵ They used a new approach with standardised one-by-one interviews and structured protocols to investigate the judgment of 12 selected experts regarding causality as well as the probability distribution of the CRFs. A causal role in the air pollution–mortality association was considered the most likely interpretation of the literature, and “best estimates” for the CRFs ranged higher than those used in this HIA. In that way, a meta-analysis combining results from American and European studies of the effect of particulate air pollution on adult mortality²⁶ provided a relative risk of 1.059 (95% CI 1.031 to 1.088) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in PM_{10} concentration, which depending on the $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ ratio assumed (0.7 or 0.5), is 1.4 or two times higher than the bigger CRF (1.06; 95% CI: CI 1.02 to 1.11) we used for $\text{PM}_{2.5}$. Thus, we conclude that health benefits of improved air quality would most likely be larger than those expressed in our study.

The use of “attributable death” may be a source of debate. We emphasise that reductions of air pollution—similar to smoking cessation—cannot prevent but only postpone death. As in the case of smoking, those not (or less) exposed gain life expectancy. However, expression of “attributable death” remains of use to communicate the burden of air quality. This is also supported by intervention-like studies such as the coal ban in Dublin, which was immediately followed by a decline in air pollution and reduced number of deaths in the years after the ban.²⁷ Attributable death and loss in life expectancy are interrelated measures of health as the derivation of life expectancy depends on the observed death rates in the population. A previous paper by the Apehis network estimated that a sustained reduction of the annual mean values to 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2.5}$ would translate into non-negligible gains in life expectancy.¹¹ Depending on the city, the increase in life expectancy would be between 1 month and more than 2 years. Thereby, the greater the reduction in $\text{PM}_{2.5}$ concentration, the greater the benefit.

The health impact and benefit assessment in this study has been made considering PM_{2.5} as an indicator of the complex air pollution mixture. Although there have been suggestions that specific PM fractions—for example, the primary combustion-derived particles (soot) combined with nitrogen dioxide from motor vehicles, are more important for toxicity and adverse health effects,²⁸ it was not possible, however, to precisely quantify the contribution of different sources and different PM components. Research is ongoing to better understand the specific toxicity of certain PM fractions but the evidence on the effects of PM on health, one of the most documented issues in environmental epidemiology, is more than robust today. To the extent that PM_{2.5} values are or will be subject to clean air regulations, and given that numerous epidemiological studies are based on this measure, it is of policy relevance to express the health impact using PM_{2.5} as well.

A sensitivity analysis taking into account the main assumptions in the model was performed to deal with uncertainty in our estimates. The estimates for each scenario vary by twofold as a maximum compared with our “at least” approach, but the comparison between scenarios ranged up to more than seven times in potential reduction in mortality for reductions of the PM_{2.5} annual mean values to 25 µg/m³ compared to reductions to 10 µg/m³. The sensitivity analysis indicates that base estimates were sensitive to the choice of both the coefficient from the ACS study and the default PM_{2.5}/PM₁₀ ratio, but the most important changes in the estimates came from the target concentration to be potentially achieved.

Policy relevant issues

Although several limitations in HIA methodology have been described, its use has proved helpful in estimating the potential health impact of different environmental scenarios and consequently in helping the decision-making process in public health and environmental policies.²⁹ Lowering PM_{2.5} levels in urban locations in Europe could result in a substantial decrease in the number of premature deaths and in a considerable gain in life expectancy. Some of these deaths will occur within hours after reaching high concentrations of air pollution.³⁰ We emphasise, however, that the full benefit as expressed in our calculations, including subacute and chronic effects and effects with long latency, are unlikely to happen in the very first year. A model based on air pollution studies concluded that under the most plausible assumptions more than 80% of the total annual benefit in reduced death might be reached within 5 years,²⁶ but in a scope of multinational regulatory effort the process could be more complex and changes in air quality would probably play out over more extended periods.

Our study is limited to the quantification of the health effects of PM_{2.5}; it does not consider the specific abatement strategies to reach lower levels, their technical feasibility or their associated costs. Other studies have already analysed the economic implications, as a key consideration in most environmental policies. Based on recent updated benefit estimates, the US EPA has estimated that meeting the annual standard of 15 µg/m³ for PM_{2.5} will result in benefits ranging from \$20 billion (£9.7 billion; €13.6 billion) to \$160 billion a year.⁶ In Europe, the cost-benefit analysis of CAFE has shown that large benefits are predicted if current legislation on emissions was implemented in all countries of the EU. If all member states reach their climate policy obligations under the Kyoto Protocol, and carry on implementing greenhouse gas reduction policies from 2000 to 2020, the reduction in air pollution could reduce annual costs by €89 billion (£63.5; \$130 billion) to €183 billion

What is already known about this subject

- ▶ A huge body of evidence indicates that particulate air pollution has a detrimental effect on human health. Fine particles (those less than 2.5 µm in diameter, PM_{2.5}) have a strong impact on public health, and both their acute and chronic effects have been described. Studies also show that improvements in air quality lead to reductions in mortality and morbidity.
- ▶ Standard health impact assessment methods (HIA) can be used to estimate the health burden attributable to air pollution and the expected reduction in the burden for various scenarios of improvements in air quality. In Europe the Clean Air for Europe (CAFE) programme has evaluated the potential benefits of current and future control strategies, and the Apheis Programme has evaluated the impact of air pollution in 26 European cities in 12 countries.

What this paper adds

- ▶ This paper aims to provide information useful in choosing the best future target value for PM_{2.5} in the European Union.
- ▶ Specifically, EU institutions are currently negotiating a new air-quality directive. For fine particulate matter (PM_{2.5}) the European Commission and the European Parliament have respectively proposed mean annual levels of 25 µg/m³ and 20 µg/m³ as limit values; 15 µg/m³ is the standard value for the annual level of PM_{2.5} recently approved by the US EPA, and 10 µg/m³ is the WHO guideline.
- ▶ Meeting US EPA or WHO air-quality standards would substantially reduce mortality in European cities. The Apheis network has estimated the number of premature deaths from all causes that might be prevented by reducing PM_{2.5} levels in 26 European cities: reducing annual mean levels of PM_{2.5} to 10 µg/m³ could prevent seven times more premature deaths than a reduction to 25 µg/m³; the decrease would be fourfold with a reduction to 15 µg/m³, and only twofold with a reduction to 20 µg/m³.

Policy implications

- ▶ Air pollution has decreased substantially over the last few decades in Europe. However, lowering pollution levels further, PM_{2.5} in particular, in urban areas in Europe could result in a substantial decrease in the number of premature deaths and, thus, in a considerable increase in life expectancy.
- ▶ To tackle air pollution and adequately protect public health in Europe, the political willpower is needed to adopt the air-quality standards proposed by the scientific community and WHO.

per year from current policies by 2020.³¹ It is clear that reducing air pollution levels is not an easy task but the health and economic benefits have been proved.

In the context of the debate of the future European legislation on PM, epidemiological findings are important because (1) they do not indicate a threshold for PM health effects in the

Evidence-based public health policy and practice

population, and (2) the elderly, children and people with existing chronic respiratory and cardiovascular diseases appear to be at greater risk from exposure to particles. European air quality standards should be set at levels to protect the most sensitive groups within the population. The precise choice of a future limit or target value for $PM_{2.5}$ is therefore a political decision based on the willingness to accept certain health risks and the efforts needed to prevent them.

Air pollution has substantially decreased over the past few decades in Europe. However, lowering $PM_{2.5}$ levels in urban locations in Europe could result in a substantial decrease in the number of premature deaths and, subsequently, in a considerable gain in life expectancy. Political willpower is needed to tackle air pollution and adequately protect public health in Europe. Indeed, our assessment puts the current discussions of European decision-makers into ambiguous light. Most of the research projects that provided the strongest evidence for a causal role of air pollution in morbidity and mortality in Europe were publicly funded, often by the European Commission and by national agencies. The net scientific evidence has led WHO to propose lowering $PM_{2.5}$ annual mean values to $10 \mu g/m^3$. In some developed parts of the world such as California, where an annual mean $PM_{2.5}$ value of $12 \mu g/m^3$ has been legally binding since 2002, actions to improve air quality became main policy targets. If the basic objective of the new EU directive is to safeguard health, more stringent standards need to be adopted, as proposed by the scientific community and WHO.⁷

Meeting WHO standards on air quality, or at least those in effect in California or the United States in general, would produce considerable health benefits in European cities; as such these standards should be adopted as soon as possible.

Acknowledgements: The Apheis programme was supported by the European Commission DG SANCO programme of European Community action on pollution-related diseases (contract Nos SI2.131174 [99CVF2-604]; SI2.297300 [2000CVG2-607]; SI2.326507 [2001CVG2-602] and the participating institutions in 15 European countries.

Results of this work have been presented at the International Conference on Environmental Epidemiology and Exposure Analysis, Paris September 2006. The opinions, findings, and conclusions expressed are those of the authors and are not necessarily those of their institutions.

Competing interests: None.

REFERENCES

1. **WHO Working Group.** *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.* Report from WHO Working Group Meeting Bonn, 13–15 January 2003. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2003.
2. **Pope CAIII, Dockery DW.** Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006;**56**:709–742.
3. **European Union.** Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. Official Journal of the European Communities L163, 41–60.
4. **European Commission.** 2005. *Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe.* Advanced preliminary version. Brussels: EC, 21 September 2005.
5. **European Parliament.** 26 September 06; Cleaner air in Europe: more ambitious targets but greater flexibility. http://www.europarl.europa.eu/news/expert/infopress_page/064-10958-268-09-39-911-20060922IPR10875-25-09-2006-2006-false/default_en.htm; [accessed 17 Nov 2006].
6. **US EPA.** *PM Standards Revision 2006.* <http://epa.gov/pm/naaqrev2006.html>; [accessed 8 Oct 2006].
7. **World Health Organization.** *WHO air quality guidelines global update 2005.* Report on a Working Group meeting, Bonn, Germany, 18–20 October 2005. <http://www.who.int/Document/E87950.pdf>; [accessed 8 Oct 2006].
8. **European Centre for Health Policy.** *Health impact assessment: main concepts and suggested approach.* The Gothenburg Consensus Paper. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 1999.
9. **Kunzli N, Kaiser R, Medina S, et al.** Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 2000;**356**:795–801.
10. **Cohen AJ, Anderson RH, Ostro B, et al.** The global burden of disease due to outdoor air pollution. *J Toxicol Environ Health A* 2005;**68**:1301–7.

11. **Boldo E, Medina S, Le Tertre A, et al.** Apheis: health impact assessment of long-term exposure to $PM_{2.5}$ in 23 European cities. *Eur J Epidemiol* 2006;**21**:449–58.
12. **World Health Organization.** *Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe (EUR/00/5020369), 2000.
13. **World Health Organization.** *Quantification of health effects of exposure to air pollution.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe (EUR/01/5026342), 2001.
14. **Medina S, Plasencia A, Ballester F, et al.** Apheis: public health impact of PM_{10} in 19 European cities. *J Epidemiol Community Health* 2004;**58**:831–6.
15. **Medina S, Boldo E, Saklad M, et al.** *APHEIS health impact assessment of air pollution and communications strategy.* Third year report, 2002–2003. Saint-Maurice: Institut de Veille Sanitaire, 2005.
16. **Ostro B.** *Outdoor air pollution. Assessing the environmental burden of disease at national and local levels.* Geneva: World Health Organization, 2004.
17. **Pope A, Burnett R, Thun M, et al.** Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 2002;**287**:1132–41.
18. **Van Dingenen R, Raes F, Putaud JP, et al.** A European aerosol phenomenology-1: Physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos Environ* 2004;**38**:2561–77.
19. **Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, et al.** Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Med* 2005;**62**:453–60.
20. **Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, et al.** Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 2002;**360**:1203–9.
21. **Nafstad P, Haheim LL, Oftedal B, et al.** Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men. *Thorax* 2003;**58**:1071–6.
22. **Gehring U, Heinrich J, Kramer U, et al.** Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women. *Epidemiology* 2006;**17**:545–51.
23. **Jerrett M, Burnett RT, Ma R, et al.** Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005;**16**:727–36.
24. **Laden F, Schwartz J, Speizer FE, et al.** Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med* 2006;**173**:667–72.
25. **IEC (Industrial Economics, Incorporated).** Expanded expert judgment assessment of the concentration-response relationship between $PM_{2.5}$ exposure and mortality. Prepared for EPA's Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. September 2006. http://www.epa.gov/ttn/ecas/regdata/Uncertainty/pm_ee_report.pdf. [accessed 8 Dec 2006].
26. **Roosli M, Kunzli N, Braun-Fahrlander C, et al.** Years of life lost attributable to air pollution in Switzerland: dynamic exposure-response model. *Int J Epidemiol* 2005;**34**:1029–35.
27. **Clancy L, Goodman P, Sinclair H, et al.** Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet* 2002;**360**:1210–4.
28. **Zanobetti A, Schwartz J.** Air pollution and emergency admissions in Boston, MA. *J Epidemiol Community Health* 2006;**60**:890–5.
29. **Mindell J, Joffe M.** Predicted health impacts of urban air quality management. *J Epidemiol Community Health* 2004;**58**:103–13.
30. **Murakami Y, Ono M.** Myocardial infarction deaths after high level exposure to particulate matter. *J Epidemiol Community Health* 2006;**60**:262–6.
31. **CAFE.** *Cost-benefit analysis: baseline analysis 2000 to 2020.* AEAT/ED51014/Baseline Issue 5. Didcot, Oxon: AEA Technology, 2005:59 http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/activities/pdf/cba_baseline_results2000_2020.pdf [accessed 08 Aug 2007].

APPENDIX

Participants in the Apheis network

Coordinator: Sylvia Medina (Saint Maurice, France). **Working team:** Koldo Cambra, Eva Alonso, Francisco Cirarda, Teresa Martinez, Luis González De Galdeano: Department of Health, Basque Government, Vitoria-Gasteiz, Spain. Florian Franck, Laurence Pascal: Regional Centre of Epidemiology, National Institute of Public Health Surveillance, Saint Maurice, France. Sylvia Medina, Alain Le Tertre: Department of Environmental Health, National Institute of Public Health Surveillance, Saint Maurice, France. Manuel Gonzalez Cabré, Estela Diaz De Quijano Sanchez, Natalia Valero: Environmental Health Service, Public Health Agency of Barcelona, Spain

Apheis city centres

Athens: Antonis Analitis, Giota Touloumi, Klea Katsouyanni, Department of Hygiene and Epidemiology, University of Athens, Athens, Greece; Austria (Vienna/Innsbruck): Manfred Neuberger and Hanns Moshhammer, Institute for Environmental Health, Center for Public Health Medical University of Vienna, Vienna, Austria; Barcelona: Manuel Gonzalez Cabré, Estela Diaz De Quijano, Natalia Valero, Environmental Health Service, Public Health Agency of Barcelona, Spain; Bilbao: Koldo Cambra, Eva Alonso, Francisco Cirarda, Teresa Martinez, Department of Health, Basque Government, Vitoria-Gasteiz, Spain; Bucharest: Emilia Maria Nicu, Institute of Public Health, Bucharest, Romania; Budapest: Anna Paldy and Janos Bobvos, Jozsef Fodor National Center for Public Health, National Institute of Environmental Health, Budapest, Hungary; Brussels: Catherine Boulard, Institute for the Management of The Environment (BIME), Brussels, Belgium; Copenhagen: Lisbeth Knudsen, Department of Environmental and Occupational Health, Institute of Public Health and Lis Keiding, National Board of Health, Copenhagen, Denmark; Cracow: Krystyna Szafraniec, Epidemiology and

Preventive Medicine, Jagellonian University, Cracow, Poland; Dublin: Pat Goodman and Luke Clancy, Saint James Hospital, Dublin, Ireland; France: PSAS-9 project: Sylvie Cassadou (Toulouse), Pascal Fabre, Hélène Prouvost, Christophe Declercq (Lille), Sophie Larrieu (Bordeaux), Laurence Pascal (Marseille), Jean François Jusot (Lyon), Myriam Blanchard (Rouen, Le Havre), Agnès Lefranc, Benoît Chardon (Paris) Institut de Veille Sanitaire, Saint-Maurice, France; Hamburg: Michael Schümann, Institute of Medicine, Biometry and Epidemiology (IMBE) and Hermann Neus, Department for Science and Health (BWG) Hamburg, Germany; Lisbon: Cristina Fraga Amaral Filomena Araujo, Catarina Lourenço Environmental Health Department, General Health Directorate, Lisboa, Portugal; Ljubljana: Tina Gale, Peter Otorepec Institute of Public Health, Ljubljana, Republic of Slovenia; London: Richard Atkinson and Ross Anderson, Saint George's Hospital Medical School, London, UK; Madrid: José Frutos García García, Laura Lopez Carrasco, Department of Environmental Health, Belén Zorrilla Torras, Ana Gandarillas Grande, Ana Robustillo Rodela, Department of Epidemiology, Institute of Public Health, Regional Ministry of Health, Madrid Regional Government, Madrid, Spain; Prague: Ruzena Kubinova, Vladimíra Puklová, Helena Kazmarová, Environmental Health Centre, National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic; Rome: Ursula Kirchmayer and Paola Michelozzi, ASL RM/E Azienda Sanitaria Locale Roma E

(Local Health Authority Roma E), Rome, Italy; Rotterdam: Ingrid Walda Municipal Health Service Rotterdam and Reind Van Doorn, Health Protection Agency, Rotterdam, The Netherlands; Seville: Antonio Daponte, Silvia Toro, Andalusian School of Public Health, Granada, Spain; Sweden (Stockholm/Gothenburg): Bertil Forsberg, Lars Modig, Umeå University, Department of Public Health and Clinical Medicine, Umeå, Sweden; Valencia: Ferrán Ballester, Francisco Garcia, Carmen Iñiguez, and José Luis Bosch (City Council), Valencian School of Health Studies, Valencia, Spain.

Experts on outdoor air pollution

Ferran Ballester: Valencian School of Health Studies, Valencia, Spain; Sylvie Cassadou: National Institute of Public Health Surveillance, InVS, Toulouse, France; Fintan Hurley: Institute of Occupational Medicine, Edinburgh, UK; Nino Kunzli: Centre of Research in Environmental Epidemiology CREAL and ICREA, Barcelona, Spain; Odile Mekel: Institute of Public Health North Rhine-Westphalia NRW (Iögd), Bielefeld, Germany; Hans-Guido Mücke: WHO Collaborating Center (Air)-Federal Environmental Agency, Berlin, Germany; Nikolaos Stilianakis: Institute for Environment and Sustainability, European Commission, JRC, Ispra, Italy.



Contents lists available at ScienceDirect

Environment International

journal homepage: www.elsevier.com/locate/envintHealth impact assessment of a reduction in ambient PM_{2.5} levels in Spain

Elena Boldo^{a,b,*}, Cristina Linares^{a,b}, Julio Lumbreras^c, Rafael Borge^c, Adolfo Narros^c, Javier García-Pérez^{a,b}, Pablo Fernández-Navarro^{a,b}, Beatriz Pérez-Gómez^{a,b}, Nuria Aragonés^{a,b}, Rebeca Ramis^{a,b}, Marina Pollán^{a,b}, Teresa Moreno^d, Angeliki Karanasiou^d, Gonzalo López-Abente^{a,b}

^a Cancer and Environmental Epidemiology Unit, National Center for Epidemiology, Carlos III Institute of Health, Avda. Monforte de Lemos, 5, 28029 Madrid, Spain

^b Consortium for Biomedical Research in Epidemiology and Public Health (CIBER en Epidemiología y Salud Pública – CIBERESP), Spain

^c Department of Chemical and Environmental Engineering, Technical University of Madrid (Universidad Politécnica de Madrid – UPM), José Gutiérrez Abascal, 2, 28006 Madrid, Spain

^d Institute of Environmental Assessment and Water Research (Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua–Consejo Superior de Investigaciones Científicas – IDAEA-CSIC), C/ Jordi Girona, 18-26, 08034 Barcelona, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 August 2010

Accepted 8 October 2010

Available online 5 November 2010

Keywords:

Environmental pollution

Particulate matter

Mortality

Risk benefit assessment

Software tool

ABSTRACT

Background: Health effects linked to exposure to high air pollutant levels have been described in depth, and many recent epidemiologic studies have also consistently reported positive associations between exposure to air pollutants at low concentrations (particularly PM_{2.5}) and adverse health outcomes.

Objective: To estimate the number of avoidable deaths associated with reducing PM_{2.5} levels in Spain.

Materials and methods: For exposure assessment, we used the US Environmental Protection Agency's Community Multiscale Air Quality model to simulate air pollution levels with a spatial resolution of 18 × 18 km². Two different scenarios were compared, namely, a baseline 2004 scenario based on Spain's National Emissions Inventory and a projected 2011 scenario in which a reduction in PM_{2.5} was estimated on the basis of the benefits that might be attained if specific air quality policies were implemented. Using an 18 × 18 km² grid, air pollution data were estimated for the entire Iberian Peninsula, the Balearic Islands, Ceuta and Melilla. For these strata, crude all-cause mortality rates (ICD-10: A00–Y98) were then calculated for the over-30 and 25–74 age groups, taking into account the 2004 population figures corresponding to these same age groups, selected in accordance with the concentration–response functions (Pope CA 3rd, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 2002; 287:1132–41; Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. Am J Respir Crit Care Med 2006; 173:667–72.). Health impacts were assessed using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP).

Results: Air quality improvement was defined as an average annual reduction of 0.7 µg/m³ in PM_{2.5} levels. Using long-term health impact assessment analysis, we estimated that 1720 (673–2760) all-cause deaths (6 per 100,000 population) in the over-30 age group and 1450 (780–2108) all-cause deaths (5 per 100,000 population) in the 25–74 age group could be prevented annually.

Conclusions: The results showed the potential benefits in general mortality which could be expected if pollution control policies were successfully implemented by 2011. A specifically adapted BenMAP could be used as a tool for estimating health impacts associated with changes in air pollution in Spain.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Abbreviations: PM_{2.5}, particles less than 2.5 µm in aerodynamic diameter; HIA, Health Impact Assessment; ICD, International Classification of Diseases; BenMAP, Environmental Benefits Mapping and Analysis Program; CMAQ, Community Multiscale Air Quality; CRF, concentration–response function; SMOKE, Sparse Matrix Operator Kernel Emissions; EPA, US Environmental Protection Agency; SERCA, Air Pollution Risk Assessment System; GIS, geographic information system.

* Corresponding author. Área de Epidemiología Ambiental y Cáncer, Centro Nacional de Epidemiología, Instituto de Salud Carlos III, Avda. Monforte de Lemos, 5, 28029 Madrid, Spain. Tel.: +34 918222664; fax: +34 913877815.

E-mail addresses: eiboldo@isciii.es (E. Boldo), clinares@isciii.es (C. Linares), julio.lumbreras@upm.es (J. Lumbreras), rborge@etsii.upm.es (R. Borge), anarros@iqi.etsii.upm.es (A. Narros), jgarcia@isciii.es (J. García-Pérez), pfernandezn@isciii.es (P. Fernández-Navarro), bperez@isciii.es (B. Pérez-Gómez), naragones@isciii.es (N. Aragonés), rramis@isciii.es (R. Ramis), mpollan@isciii.es (M. Pollán), teresa.moreno@idaea.csic.es (T. Moreno), angeliki.karanasiou@idaea.csic.es (A. Karanasiou), glabente@isciii.es (G. López-Abente).

1. Introduction

There is a general scientific consensus as to the fact that air pollution is an important public health concern (Pope and Dockery, 2006; Curtis et al., 2006). Among the air pollutants, special mention should be made of particulate matter (PM), especially fine particles of less than 2.5 µm in diameter (PM_{2.5}), since this seems to be associated with the most adverse health effects, including lung cancer and other types of cardiopulmonary mortality (Peters et al., 2001; Pope et al., 2002). In the USA, there has been a long tradition of studying the long-term health effects of PM_{2.5}, thanks to the contribution made by various cohort studies (Dockery et al., 1993; Pope et al., 2002). In

Europe, interest in this pollutant is growing, in view of the fact that PM_{2.5} levels have risen notably in recent decades, particularly in urban areas (Perez et al., 2009). This development, and the recent measurement of this pollutant in major European cities, have together led to a number of epidemiologic studies being undertaken (Brunekreef et al., 2009; Naess et al., 2007), the preliminary results of which are in line with those of USA studies. The findings of European cohort studies have added to the evidence that long-term exposure to PM_{2.5} is associated with increased mortality.

The knowledge generated by epidemiologic studies has led to the adoption of different air pollution control measures aimed at reducing harmful health effects. Nevertheless, most public health interventions or policy changes on this matter cannot be evaluated directly. In this context, health impact assessment (HIA) methodology (WHO, 2000) is a valuable tool, as it relies on available pollutant exposure-disease effect estimates and can be used to estimate the expected reduction in the burden of disease attributable to different air quality improvement scenarios (Krzyzanowski et al., 2002; Martuzzi et al., 2003; Nieuwenhuijsen et al., 2006). Up to now, HIA at the European level has enabled the health effects of reducing urban air pollution to be quantified, mostly by reducing cardiovascular or respiratory mortality and morbidity (Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006; Clancy et al., 2002; Medina et al., 2004).

In Spain, the Air Pollution Risk Assessment System (*Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica*—SERCA) research project was set up to conduct a nationwide HIA of the previously mentioned problem, using a multidisciplinary approach combining researchers with expertise in detailed air pollution estimation and public health professionals. Accordingly, this will be the first project to furnish national estimates of the number of deaths that could be avoided in Spain if air pollution control measures were implemented.

The extensive use of HIA in the field of air pollution has induced some researchers to develop specific software tools to help estimate the health impact of changes in air quality. One of the best known of these tools is the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP) (AAI, 2005), developed by the US Environmental Protection Agency (EPA) to perform customized HIA and benefit–cost analyses of air quality regulations (Davidson et al., 2007; Fann et al., 2009). This software integrates an HIA calculator and a geographic information system (GIS), and by way of global outputs, provides impact estimates (i.e., the number of avoidable cases in the study area) combined with the geographic distribution of the selected impact indicator for different scenarios simulating changes in air quality. This tool has, however, been rarely used outside the USA (Bae and Park, 2009; Tagaris et al., 2009).

This paper sought to perform a preliminary assessment of the number of total avoidable deaths attributable to a reduction in PM_{2.5} concentrations in Spain within the framework of the SERCA project. To achieve this, we compared a 2004 baseline scenario based on Spain's National Emissions Inventory (MMA, 2006; EEA, 2006), against a 2011 control scenario with a theoretical reduction in PM_{2.5} exposure based on the implementation of planned air quality policies. The BenMAP (version 4.0.27) was used as the HIA calculating tool. We report the advantages and difficulties found in the customization of this software for use in a Spanish context.

2. Materials and methods

2.1. Air pollution scenarios: 2004–2011

For HIA purposes, we defined a baseline scenario, which corresponded to the year 2004 and a control scenario, which would simulate pollution distribution in 2011 in a case where air quality control measures planned in 2004 were to prove successful.

The baseline scenario was drawn from Spain's National Emissions Inventory (for 2004). The control scenario (2011) was taken from the

baseline scenario defined for Spain using Spain's Emission Projections methodology (Lumbreras et al., 2008), and assumed significantly decreased emissions of PM_{2.5} precursors (e.g., a 10.7% reduction in primary PM_{2.5}) due to technological measures targeting the road transport sector, industry, agriculture, and power generation (further details of the control scenario and emission levels can be found in the preliminary analysis conducted in Orozco et al., 2009). The control scenario reflected the most likely future situation since it included the expected outcomes from official plans and sectorial legislation. Consequently, the emissions and thus air quality changes presented in this paper may be regarded as the most feasible evolution in the temporal horizon considered. Fig. 1 illustrates the magnitude and allocation of PM_{2.5} emission changes considered (2011–2004).

In both scenarios, emissions were initially processed with the Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) modeling system (Borge et al., 2008). The EPA's Community Multiscale Air Quality model (CMAQ v4.6) was then applied (Byun and Ching, 1999; Byun and Schere, 2006) to simulate PM_{2.5} (μg/m³) concentration levels for the entire Iberian Peninsula, the Balearic Islands, Ceuta and Melilla, using a grid with a spatial resolution of 18 × 18 km² (4032 cells). The SERCA modeling domain was centered over the Iberian Peninsula, so the Canary Islands were not included for estimation purposes. Using the HIA tool (BenMAP), air pollution changes in each cell were calculated by subtracting air pollution levels resulting from CMAQ (control–baseline).

2.2. Population at risk and mortality rates for the baseline scenario

For each town in Spain (8109 municipal cores), the Spanish National Statistics Institute provided population data (Fig. 2) and the number of deaths corresponding to all-cause mortality, including external causes (International Classification of Diseases, 10th revision [ICD-10], code A00–Y98), broken down by 5-year age groups, for 2004–2006. Notwithstanding the fact that this period did not correspond to the air pollution midpoint (2004), it was selected to avoid any mortality effects linked to the heat wave that struck Spain in 2003 (Martinez et al., 2004).

Each municipality was assigned geographic coordinates corresponding to its centroid, and an overlapping grid similar to that used for air quality models was then applied, using GIS software to calculate the number of deaths and population by cell. In cells including more than one municipal centroid, mortality and population data were aggregated to obtain a unique cell value. To provide more stable estimates, we calculated average crude mortality rates as well as average population figures, broken down by 5-year age group per cell across three years.

2.3. Selection of concentration–response functions

According to guidelines issued by scientific panels (National Research Council, 2002; US EPA, 2001; NEEDS, 2007), the most appropriate health effect estimates for our purpose were those obtained from epidemiologic cohort studies designed to assess the impact of long-term exposure to PM_{2.5}. Accordingly, we decided to use concentration–response functions (CRFs) from cohorts that met the following quality criteria: (1) PM_{2.5} concentrations to be used as primary exposure pollutant; (2) broadest potentially exposed population to be covered; (3) appropriate model specification to be present (e.g., controlling for confounding pollutants); and (4) report to be published in major peer-reviewed scientific journal.

Two studies that fulfilled all the criteria were identified, namely, estimates for the American Cancer Society cohort (Pope et al., 2002), and a re-analysis of the Harvard Six Cities cohort (Laden et al., 2006). Table 1 shows the main features of the epidemiologic studies selected for our HIA analysis.

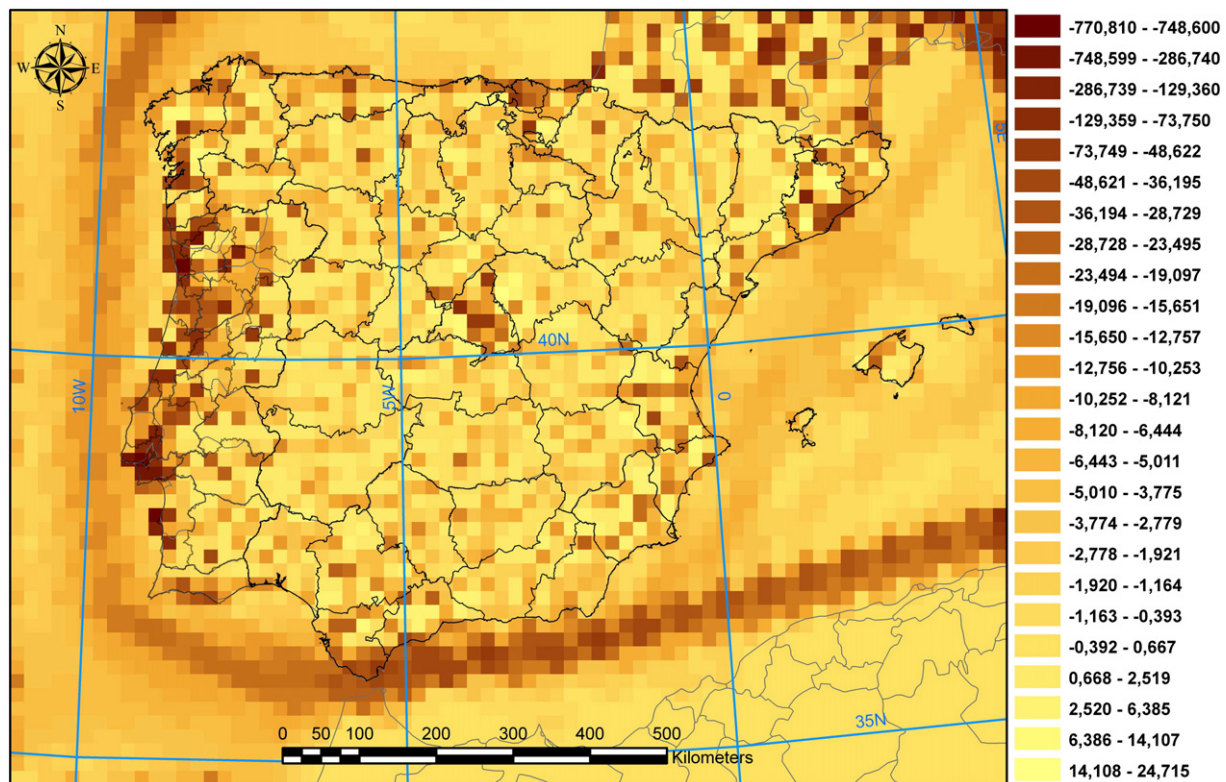


Fig. 1. PM_{2.5} emission change (ton year⁻¹) between baseline scenario and control scenario (2011–2004; negative values represent emission abatements).

2.4. Estimation of health impact using the BenMAP software

We used the US EPA's Environmental Benefits Mapping and Analysis Program as an HIA tool (<http://www.epa.gov/air/benmap/>) to estimate crude figures of avoidable deaths attributable to the air quality changes. The methodology implemented in this tool is described in detail elsewhere (Fann et al., 2009; AAI, 2008a,b). Moreover, BenMAP is compatible with the EPA's CMAQ models, something that facilitates the incorporation of air pollution exposure scenarios enormously.

For each grid cell within Spain's territorial boundaries, data were introduced into the software for both the baseline (average pop-

ulation figures, mortality rates broken down by 5-year age group, and estimated PM_{2.5} levels in 2004) and control scenarios (estimated PM_{2.5} levels per cell in 2011). For each selected CRF, the BenMAP uses the mean estimate of its regression coefficient (β) and standard error to calculate a distribution of point estimates in each grid cell of the number of avoidable deaths associated with PM_{2.5} changes between the two scenarios considered. We limited the analyses to age groups from 30 to 99 years in the case of Pope's CRFs (Pope et al., 2002), and age groups from 25 to 74 years in the case of Laden's CRFs (Laden et al., 2006) to be as consistent as practicable with both epidemiological studies. Nevertheless, it should be noted that BenMAP applies Laden's risk estimate to populations aged 25–99 since long-term

a.1) Population aged 30 and over in 2004
Total population: 27,327,894

a.2) Population aged 25–74 in 2004
Total population: 27,581,475

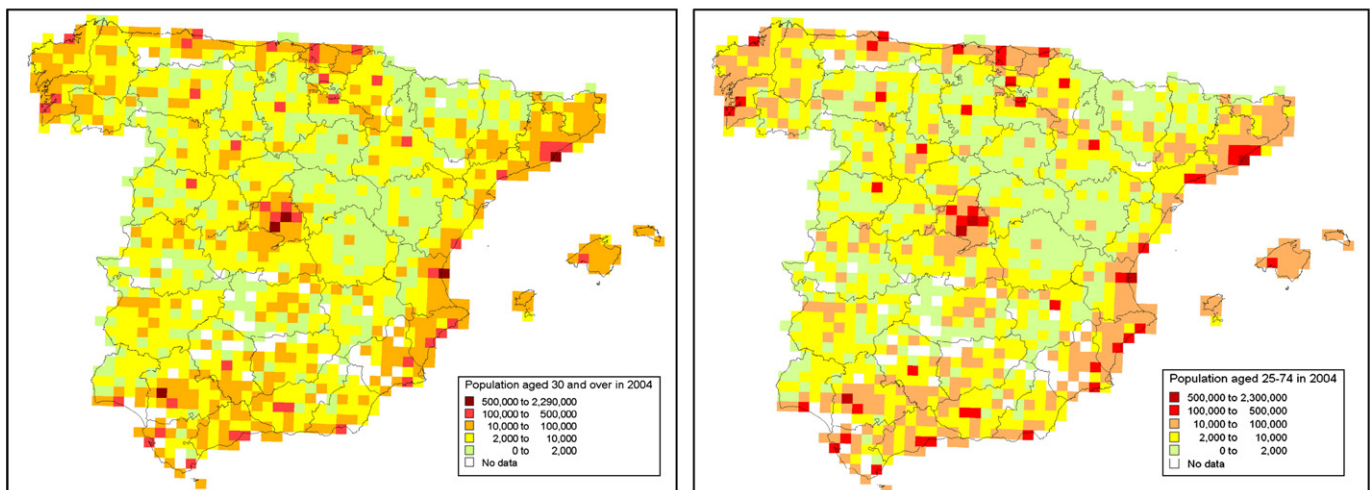


Fig. 2. Population allocation in Spain (2004).

Table 1

Summary of the main features of selected concentration–response functions (CRFs) provided by the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP) for health impact assessment analysis.

Pollutant	Season	Metric	Health outcome	Concentration/response function formula	Study features			Regression coefficient (β)		
					Author	Location	Study population (age groups)	Mean estimate	Std. error	β distribution
PM _{2.5}	All year	Daily 24 h mean	All-cause mortality (ICD-10: A00–Y98)	$\left(1 - \frac{1}{e^{(\beta \Delta Q)}}\right) * M * P$	Pope et al. (2002)	51 US cities	500,000 (30–99 years)	$5.8 * 10^{-3}$	$2.1 * 10^{-3}$	Normal
					Laden et al. (2006)	6 US cities	8096 (25–74 years)	$14.8 * 10^{-3}$	$4.1 * 10^{-3}$	Normal

ΔQ : change in estimated air pollutant concentration between baseline and control scenarios.

M: mortality rate at the baseline scenario.

P: potentially affected population at the baseline scenario.

PM mortality risk does not decline with the age. For each grid cell, we selected the median, and the 5th and 95th percentiles of this distribution to provide a range of uncertainty for HIA results. National figures of avoidable deaths were obtained by adding up all the cell estimates.

3. Results

According to our estimates, the proposed control scenario would imply a generalized improvement in annual mean PM_{2.5} concentration values (up to $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), though the average change in air quality (average annual PM_{2.5} concentration) nationwide from 2004 to 2011, as estimated by the CMAQ, would be moderated ($0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Fig. 3 depicts the geographic variability of air pollution changes between control and baseline PM_{2.5} scenarios, clearly related to emission changes (Fig. 1). The highest reduction in PM_{2.5} levels was observed around major Spanish cities, such as Madrid, Barcelona and Valencia, which are the largest primary producers of PM_{2.5} concentrations due to their high traffic density. Similarly noteworthy were the reductions in the Mediterranean area and East Andalusian provinces, where changes might be more closely related to local decreases in emissions in certain industrial sectors.

Table 2 summarizes the long-term HIA findings in terms of the number of absolute attributable deaths (at the 50th and 5th–95th percentiles) and crude rates per 100,000

population which could be potentially prevented for the scenario of PM_{2.5} reduction in Spain. According to the risk estimated by Pope (Pope et al., 2002), our analysis found a mean of 1720 avoidable deaths (range: 673 to 2760) for the population aged over 30 years (27,327,894 in 2004), if long-term exposure to outdoor PM_{2.5} concentrations was reduced as projected in the future scenario. This figure corresponds to a crude rate of 6 deaths per 100,000 population, and would account for approximately 0.5% of the total number of deaths in this population. Similar results were obtained according to the risk calculated by Laden (Laden et al., 2006), with a mean of 1450 avoidable deaths (range: 780 to 2108) for the population aged 25 to 74 years (27,581,510 in 2004) and a crude rate of 5 avoidable deaths per 100,000 population. This would represent around 1.25% of the total number of deaths in this age range.

Fig. 4 depicts the geographic distribution of the absolute number of avoidable deaths and the crude rate of avoidable deaths per 100,000 population estimated using Pope's and Laden's CRFs. Major health benefits in terms of the absolute number of avoidable deaths (Fig. 4a.1 and b.1) would be obtained with both CRFs in Spain's most densely populated cities (Fig. 2a.1 and a.2), such as Madrid, Barcelona and Seville, and their immediate outskirts, with very small differences between the two estimates. Nevertheless, the geographic distribution of the crude mortality rates (Fig. 4a.2 and b.2) indicates that the greatest health benefits in relative terms would be felt in areas of Andalusia and the Mediterranean. Comparing the health impact between the two age groups, a greater impact was observed in the group aged over 30 years (Pope et al., 2002) since it includes the elderly, in contrast with Laden's approach (Laden et al., 2006) which only includes people aged 25 to 74 years.

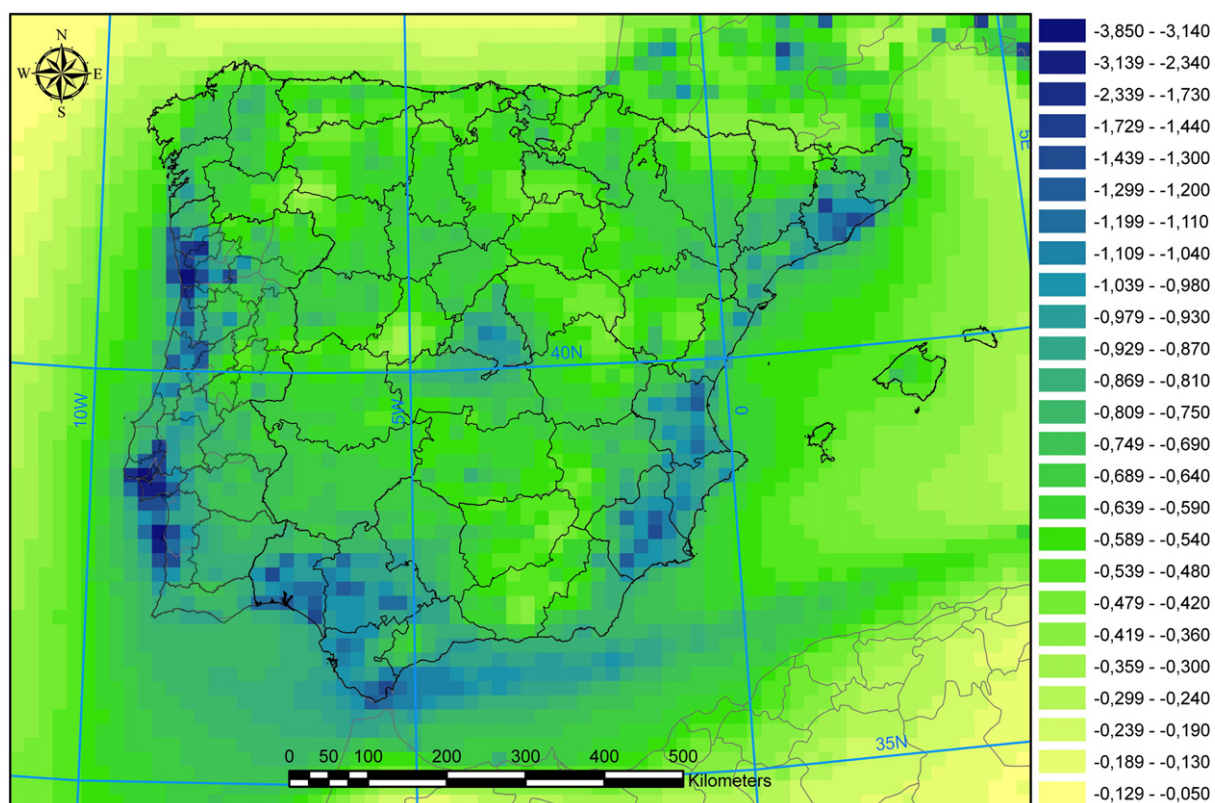


Fig. 3. Modeled PM_{2.5} (µg m⁻³) change between baseline scenario and control scenario (2011–2004; negative values represent air quality improvements).

Table 2

Summary of long-term health impact assessment findings in terms of potential reductions in the number of attributable deaths and rates per 100,000 population.

Exposure indicator	Health indicator	Population at risk (age group)	CRF	Number of total deaths	Number of avoidable deaths (50th percentile)	Range of avoidable deaths (5th–95th percentiles)	Number of avoidable deaths per 100,000
Long-term PM _{2.5}	All-cause mortality	27,327,894 (30–99 years)	Pope et al., 2002	355,761	1720	673–2760	6
		27,581,475 (25–74 years)	Laden et al., 2006	155,951	1450	780–2108	5

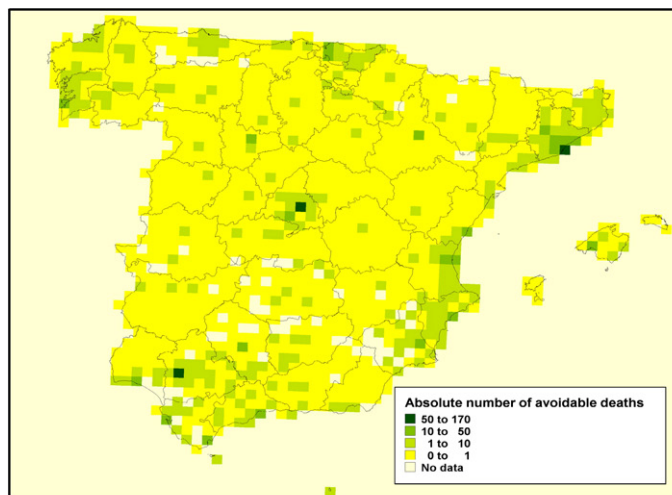
4. Discussion

This study reports the first nationwide estimate of the mortality impact of changes in PM_{2.5} levels in Spain. Using CMAQ models for PM_{2.5} exposure assessment and the BenMAP as an HIA tool, we estimated that a feasible reduction in PM_{2.5} levels between 2004 and

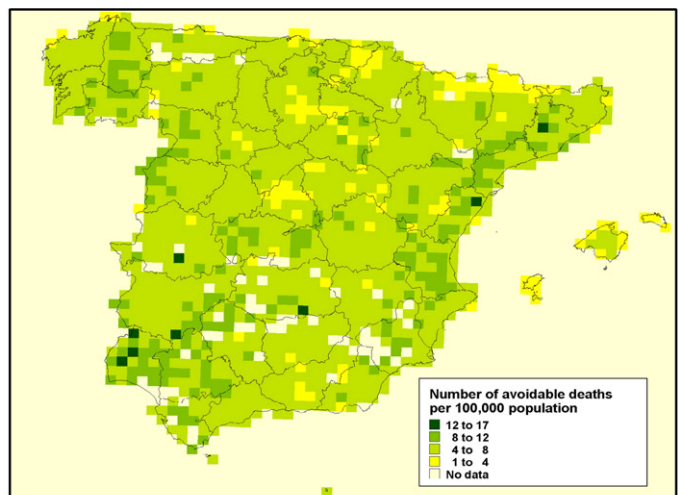
2011 (based on national emission projections) would prevent approximately 1450 deaths annually in Spain in the 25 to 74 age groups (according to Laden et al., 2006) or 1720 deaths in the over-30 age group (according to Pope et al., 2002), if the population remained stable. Most of these deaths would correspond to the country's main urban areas.

a) HIA estimations according to Pope et al., 2002. Age groups included: 30–99 years.

a.1) Absolute number of annual avoidable deaths

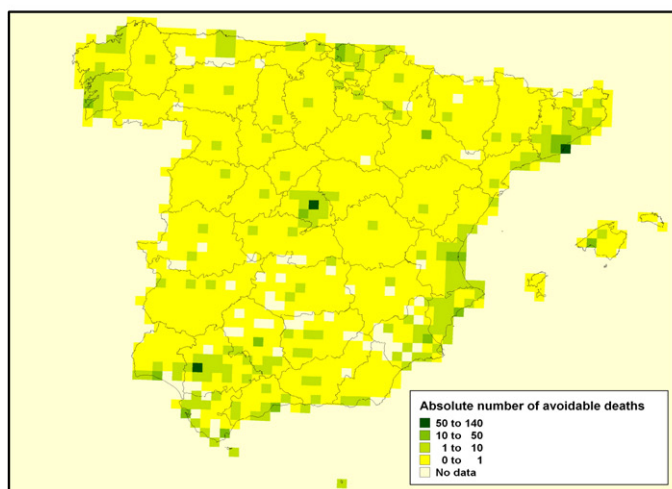


a.2) Crude rates of avoidable deaths/ 100,000 population



b) HIA estimations according to Laden et al., 2006. Age groups included: 25–74 years.

b.1) Absolute number of annual avoidable deaths



b.2) Crude rates of avoidable deaths/ 100,000 population

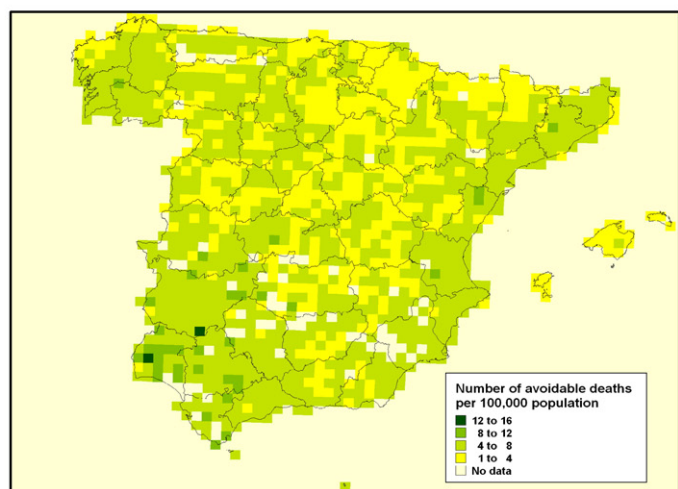


Fig. 4. Long-term health impact assessment (HIA) of changes in PM_{2.5} levels ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) on all-cause mortality (ICD-10: A00–Y98) in Spain. Air quality scenarios: baseline year: 2004; control year: 2011.

Our overall results are consistent with previous HIA studies undertaken in Europe and Spain (Alonso et al., 2005; Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006; Medina et al., 2004; Perez et al., 2009). All these studies showed that a reduction in air pollutant levels in large cities, and in $PM_{2.5}$ concentrations in particular, could result in a substantial decrease in the number of premature deaths and a considerable increase in life expectancy. The analysis conducted in this paper seeks to improve these first approaches, by modeling $PM_{2.5}$ levels for the whole country and simulating future scenarios for levels of this pollutant based on air quality policies. To our knowledge, no other study in the European context has previously issued an HIA for $PM_{2.5}$ at a national level.

These results should be interpreted with caution, however, and their uncertainties and limitations should be clearly stated. Many inputs were used to derive the final HIA estimates, including emission inventories, air quality models (with their associated parameters and inputs), epidemiological health effect estimates, mortality data and population estimates. Each of these inputs may be uncertain and, depending on its role in the analysis, may have a large impact on the final estimates on mortality changes.

The validity of our HIA estimates depends fundamentally on three points, i.e., the quality of the population and health data, and the quality of the exposure data and the risk estimates used. Firstly, here in Spain, both the risk population and baseline incidence rates were drawn from reliable data sources, inasmuch as they were furnished by the Spanish National Statistics Institute. The baseline incidence rates were calculated for each grid cell, and therefore they accurately represented the actual location-specific rates.

As regards the quality of the exposure data in our analysis, the BenMAP is suited to the outputs of a mesoscale Eulerian chemical-transport model, such as the CMAQ, and thus to the assessment of alternative emission scenarios within the scope of the SERCA project. The control scenario in this study implies a significant reduction in primary $PM_{2.5}$ and other PM precursors in most of the main sectors. From this estimate of future emissions and the corresponding meteorology, 1-hour concentration values were obtained for the whole year. In practice, an annual average is deemed sufficient to represent long-term average concentrations of ambient PM (WHO, 2003). Although our results apparently show a discrete reduction in $PM_{2.5}$ concentrations (less than $1 \mu g/m^3$ on average), these should be regarded as reflecting the air quality improvement to be expected from the implementation of a series of policies, rather than a prescribed reduction, which is quite unfeasible in practice. Aside from significant emission reduction scenarios for primary precursors of $PM_{2.5}$ concentrations, the air quality modeling system takes atmospheric dynamics and chemical reactions in the atmosphere into account as accurately as possible for a given spatial resolution. In this case, the system was found useful for assessing the number of avoidable deaths on the basis of a model grid having a resolution of $18 \times 18 km^2$. In the framework of the SERCA project, more specific results are expected from applying the BenMAP software with enhanced model resolution (e.g., $3 \times 3 km^2$ or even higher for particular locations).

The third key point in HIA is the selection of the estimator or estimators of relative risk or CRFs, which should be considered as the best estimate available in the literature for representative health outcomes related with the exposure studied. For this study, we used two CRFs linked to $PM_{2.5}$ exposure (Laden et al., 2006; Pope et al., 2002). Total mortality is a well-known indicator of $PM_{2.5}$ related health impacts (Rabl, 2006). One significant limitation of the health impact analyses is the inability to quantify many of the health effects related to fine particulates due to the lack of health data or reliable impact functions. In this respect, it should be pointed out that the difficulties of obtaining estimators for environmental exposures, such as that addressed here, mean that existing CRFs, despite being the best in the literature, tend to be excessively general, and may thus include

risk estimators which are common to both sexes, and fail to differentiate between age groups, even though the effects are probably not the same if these subgroups are considered. Likewise, it is important to state that the findings could not be compared using Pope's and Laden's CRFs, due to major differences between the studies, e.g., the age groups in the target population were different (see Table 1).

When applying epidemiological CRF in a different context, the transferability of the original study results to the new situation is a matter that needs some attention. US-based studies were chosen because exposure to $PM_{2.5}$ had never been measured in most European cities and so cohort studies have only been recently initiated in this part of the world. Consequently, European assessments of the health effects of air pollution have relied on the results from US studies (Ballester et al., 2008; Boldo et al., 2006). These assessments have used the American Cancer Society Study's mathematical functions to represent exposure response not only because it is the largest study, but also because the functions are based on an exposure metric ($PM_{2.5}$ at city level) that can be applied in other contexts, in contrast with the Dutch cohort (Brunekreef et al., 2009). Nonetheless, preliminary findings from European cohort studies are important for comparison with the results of US studies, and they suggest that traffic-related air pollution has a long-term effect on mortality (Brunekreef et al., 2009; Hoek et al., 2001). Furthermore, they report higher coefficients than does Pope's study. Hence, in the absence of robust European CRFs for long-term exposure to $PM_{2.5}$, the idea of using US CRFs in European impact assessments seemed appropriate (SCHER—Scientific Committee on Health and Environmental Risks, 2005; NEEDS, 2007). Here in Spain, only a few cities have routinely measured $PM_{2.5}$ concentrations, and epidemiologic studies addressing the health effects of air pollutants have traditionally focused on the short-term effects of this pollutant, using the time-series approach (Diaz et al., 2001; Jimenez et al., 2009; Linares and Diaz, 2010).

With respect to the tool used for the HIA, it should be noted that the BenMAP was designed by the EPA and primarily adapted to data available in the USA. This software can help perform quick HIAs in a US context, as its pre-loaded database includes population, geographic boundaries, and CRFs from US studies. However, the use of this software in a context other than that of the USA to estimate health impacts of air pollution requires training courses, and any further customized analyses call for further specific adaptations to input data. In our case, customization of the BenMAP to Spain, required, not only that the data be pre-adapted to fit the requirements of the program, but also that support for this task be provided by the program developers. Needless to say, any future HIAs for the same geographic area can take advantage of this previous work. According to the HIA findings obtained by us, the BenMAP could be a suitable tool for underpinning future HIA reports in Spain and, by extension, in other European countries.

5. Conclusion

In conclusion, our study constitutes the first attempt to perform a national HIA of air pollution in Spain. The HIA findings showed the potential mortality-related benefits that could be expected if pollution control policies were successfully implemented. The magnitude of our results suggests that controlling fine particle pollution would result in thousands fewer avoidable deaths per year. Therefore, we strongly encourage policy makers to consider such harmful consequences by urgently implementing effective pollution control policies or by developing the necessary modifications to decrease $PM_{2.5}$ emissions. In the future, these findings would have to be put into perspective, by considering the combined uncertainty of emission projections and the current air quality modeling system, in order to prevent the health effects of this important pollutant in the context of climate change in this country.

Acknowledgments

The CMAQ modeling system and the BenMAP software were made available by the US Environmental Protection Agency and are supported by the Community Modeling and Analysis System (CMAS) Center. The authors specially thank the contribution of Neal Fann (US EPA) for his assistance in customizing the BenMAP software.

This study was funded by the Spanish Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (058/PC08/3-18.1). Mortality data were supplied by the Spanish National Statistics Institute according to a specific confidentiality protocol. Research findings are responsibility of authors.

References

- AAI (Abt Associates Inc). Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP Version 4.0.27). Bethesda, MD. Prepared for Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Innovative Strategies and Economics Group. Research Triangle Park, NC. 2005. Available: <http://www.abtassociates.com/>. Accessed 13 March 2010.
- AAI (Abt Associates Inc). BenMap. User's manual. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. 2008a. Available: <http://www.epa.gov/oaqps001/benmap/models/BenMapManualSept08.pdf>. Accessed 20 September 2010.
- AAI (Abt Associates Inc). BenMap. User's manual. Appendices. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. 2008b. Available: <http://www.epa.gov/oaqps001/benmap/models/BenMAPappendicesSept08.pdf>. Accessed 20 September 2010.
- Alonso E, Martínez T, Cambra K. Evaluación en cinco ciudades españolas del impacto en salud de la contaminación atmosférica por partículas. Proyecto europeo APHEIS. Gac Sanit 2005;79:297–308.
- Bae HJ, Park J. Health benefits of improving air quality in the rapidly aging Korean society. Sci Total Environ 2009;407:5971–7.
- Ballester F, Medina S, Boldo E, Goodman P, Neuberger M, Iniguez C, et al. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. J Epidemiol Community Health 2008;62:98–105.
- Boldo E, Medina S, LeTertre A, Hurley F, Mucke HG, Ballester F, et al. Apheis: health impact assessment of long-term exposure to PM(2.5) in 23 European cities. Eur J Epidemiol 2006;21:449–58.
- Borge R, Lumbreras J, Rodriguez E. Development of a high-resolution emission inventory for Spain using the SMOKE modelling system: a case study for the years 2000 and 2010. Environ Modell Softw 2008;23:1026–44.
- Bruneekreef B, Beelen R, Hoek G, Schouten L, Bausch-Goldbohm S, Fischer P, et al. Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: The NLCS-AIR study. Res Rep Health Eff Inst 2009;5:71.
- Byun D, Ching J. In: Byun DW, Ching JKS, editors. Science algorithms of the EPA models-3 community multiscale air quality (CMAQ) modeling system [microform]. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; 1999. Available: http://www.epa.gov/AMD/CMAQ/000_cover_exec.pdf. Accessed: 10 May 2010.
- Byun D, Schere KL. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the models-3 community multiscale air quality (CMAQ) modeling system. Appl Mech Rev 2006;59:51–77.
- Clancy L, Goodman P, Sinclair H, Dockery DW. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. Lancet 2002;360:1210–4.
- Curtis L, Rea W, Smith-Willis P, Fenyves E, Pan Y. Adverse health effects of outdoor air pollutants. Environ Int 2006;32(6):815–30 [Aug].
- Davidson K, Hallberg A, McCubbin D, Hubbell B. Analysis of PM2.5 using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP). J Toxicol Environ Health A 2007;70:332–46.
- Diaz J, Alberdi JC, Pajares MS, Lopez C, Lopez R, Lage MB, et al. A model for forecasting emergency hospital admissions: effect of environmental variables. J Environ Health 2001;64:9–15.
- Dockery DW, Pope III CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. N Engl J Med 1993;329:1753–9.
- EEA (European Environment Agency). EMEP/CORINAIR emission inventory guidebook; 2006. Available: <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEP/CORINAIR3> (EEA Technical Report no. 30). Accessed 20 September 2010.
- Fann N, Fulcher CM, Hubbell BJ. The influence of location, source, and emission type in estimates of the human health benefits of reducing a ton of air pollution. Air Qual Atmos Health 2009;2:169–76.
- Hoek G, Fischer P, Van Den BP, Goldbohm S, Brunekreef B. Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality. J Expo Anal Environ Epidemiol 2001;11:459–69.
- Jimenez E, Linares C, Rodriguez LF, Bleda MJ, Diaz J. Short-term impact of particulate matter (PM2.5) on daily mortality among the over-75 age group in Madrid (Spain). Sci Total Environ 2009;407:5486–92.
- Krzyzanowski M, Cohen A, Anderson R. Quantification of health effects of exposure to air pollution. Occup Environ Med 2002;59:791–3.
- Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. Am J Respir Crit Care Med 2006;173:667–72.
- Linares C, Diaz J. Short-term effect of PM(2.5) on daily hospital admissions in Madrid (2003–2005). Int J Environ Health Res 2010;20:129–40.
- Lumbreras J, Borge R, de Andres JM, Rodriguez E. A model to calculate consistent atmospheric emission projections and its application to Spain. Atmos Environ 2008;42:5251–66.
- Martinez F, Simon-Soria F, Lopez-Abente G. Evaluation of the impact of the heat wave in the summer of 2003 on mortality. Gac Sanit 2004;18(Suppl 1):250–8.
- Martuzzi M, Krzyzanowski M, Bertollini R. Health impact assessment of air pollution: Providing further evidence for public health action. Eur Respir J Suppl 2003;40:865–915.
- Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mucke HG, Schwartz J. Apheis: public health impact of PM10 in 19 European cities. J Epidemiol Community Health 2004;58:831–6.
- MMA (Ministry of Environment). Spain's National Atmospheric Emission Inventory; 2006. Available: http://www.mma.es/porta/secciones/calidad_contaminacion/atmosfera/emisiones/inventario.htm. Accessed 28 September 2010.
- Naess O, Piro FN, Nafstad P, Smith GD, Leyland AH. Air pollution, social deprivation, and mortality: a multilevel cohort study. Epidemiology 2007;18:686–94.
- National Research Council. Estimating the public health benefits of proposed air pollution regulations. Washington, DC: National Academic Press; 2002. Available: http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=10511. Accessed 4 May 2010.
- NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability). Deliverable 3.7-RS1b-D3.7 "A set of concentration–response functions". Institute of Occupational Medicine, United Kingdom; 2007. Available: http://www.needs-project.org/RS1b/NEEDS_RS1b_D3.7.pdf. Accessed 20 September 2010.
- Nieuwenhuijsen M, Paustenbach D, Duarte-Davidson R. New developments in exposure assessment: the impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. Environ Int 2006;32(8):996–1009 [Dec].
- Orozco G, Borge R, Lumbreras J, Rodriguez E. Sensitivity analysis and preliminary results of the air pollution health-impact assessment system for the Iberian Peninsula. 7th International Conference on Air Quality. Special Session on Air Quality and Health. Istanbul (Turkey). Personal communication. 2009.
- Perez L, Sunyer J, Kunzli N. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). Gac Sanit 2009;23:287–94.
- Peters A, Dockery DW, Muller JE, Mittleman MA. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. Circulation 2001;103:2810–5.
- Pope III CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. J Air Waste Manage Assoc 2006;56:709–42.
- Pope III CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 2002;287:1132–41.
- Rabl A. Analysis mortality in terms of life expectancy changes: relation between time series, intervention and cohort studies. Environmental health: a global access science source; 2006. 5:1. Available: <http://www.ehjournal.net/content/5/1/1>. Accessed 21 September 2010.
- SCHER—Scientific Committee on Health Environmental Risks. Opinion on "New evidence of air pollution effects on human health and the environment" European Commission, Health and Consumer Protection Directorate, 1–15; 2005. Available: http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_009.pdf. Accessed: 25 May 2010.
- Tagaris E, Liao KJ, Delucia AJ, Deck L, Amar P, Russell AG. Potential impact of climate change on air pollution-related human health effects. Environ Sci Technol 2009;43:4979–88.
- US EPA. Review of the draft analytical plan for EPA's second prospective analysis—benefits and costs of the Clean Air Act 1990–2020: an advisory by the Advisory Council on Clean Air Compliance Analysis. Washington DC: EPA-SAB-COUNCIL-ADV-01-004. 2001. Available: [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/572DC1989A3986CC8525718D006BAB8B/\\$File/councila01004.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/572DC1989A3986CC8525718D006BAB8B/$File/councila01004.pdf). Accessed: 30 July 2010.
- WHO. Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment: WHO guideline document. Environ Health Perspect 2000;108:997–1002.
- WHO. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe: report from WHO working group meeting Bonn; 2003. Available: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/112199/E79097.pdf. Accessed 18 June 2010.

Mortality impact and economic benefits of PM_{2.5} reduction policies in Spain

Journal:	<i>Environmental Science & Technology</i>
Manuscript ID:	Draft
Manuscript Type:	Article
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Boldo, Elena; National Centre for Epidemiology, Linares, Cristina; National Centre for Epidemiology, Aragones, Nuria; National Centre for Epidemiology, Lumbreras, Julio; Technical University of Madrid, Borge, Rafael; Technical University of Madrid, de la Paz, David; Technical University of Madrid, Pérez-Gómez, Beatriz; National Centre for Epidemiology, Fernández-Navarro, Pablo; National Centre for Epidemiology, García-Pérez, Javier; National Centre for Epidemiology, Pollán, Marina; National Centre for Epidemiology, Ramis, Rebeca; National Centre for Epidemiology, Moreno, Teresa; Institute of Environmental Assessment and Water Research, Karanasiou, Angeliki; Institute of Environmental Assessment and Water Research, López-Abente, Gonzalo; National Centre for Epidemiology,

SCHOLARONE™
Manuscripts

Mortality impact and economic benefits of PM_{2.5} reduction policies in Spain

Elena Boldo^{1,2}, Cristina Linares^{1,2}, Nuria Aragonés^{1,2}, Julio Lumbreras³, Rafael Borge³, David de la Paz³, Beatriz Pérez-Gómez^{1,2}, Pablo Fernández-Navarro^{1,2}, Javier García-Pérez^{1,2}, Marina Pollán^{1,2}, Rebeca Ramis^{1,2}, Teresa Moreno⁴, Angeliki Karanasiou⁴, Gonzalo López-Abente^{1,2}

¹Cancer and Environmental Epidemiology Unit, National Centre for Epidemiology, Carlos III Institute of Health. Avda. Monforte de Lemos, 5. 28029 Madrid, Spain

²CIBER en Epidemiología y Salud Pública (CIBERESP), Spain

³Department of Chemical & Environmental Engineering, Technical University of Madrid (UPM). José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid, Spain

⁴Institute of Environmental Assessment and Water Research (IDAEA-CSIC). C/Jordi Girona, 18-26. 08034 Barcelona, Spain

Corresponding Author:

Elena Boldo

Cancer and Environmental Epidemiology Unit, National Centre of Epidemiology, Carlos III Institute of Health. Avda. Monforte de Lemos, 5. 28029 Madrid, Spain

Tel.: +34-918222696

Fax: +34-913877815

E-mail address: eiboldo@isciii.es

Key words: Air quality policies, PM_{2.5}, monetary valuation, mortality, ischemic cardiac events, lung cancer, health impact assessment, Spain

Abstract

In recent years, Spain has implemented a number of air quality control measures which are expected to lead to a future reduction in $\text{PM}_{2.5}$ concentrations and an ensuing positive impact on public health. The objectives were to assess the impact on mortality and monetary benefit attributable to a reduction in $\text{PM}_{2.5}$ levels in Spain in 2014 in relation to the estimated level for 2007. We constructed $\text{PM}_{2.5}$ distribution models for Spain for 2007 (reference scenario) and 2014 (projected scenario) with a spatial resolution of $16 \times 16 \text{ km}^2$, and then used the concentration-response functions proposed by Pope et al. (2002, 2004) to calculate the number of attributable deaths corresponding to all causes, ischemic heart disease and lung cancer among persons aged over 30 years (2005-2007 mortality rate data). Monetary valuation was based on different values of a statistical life. There would be a mean overall reduction in $\text{PM}_{2.5}$ by 2014 of $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The mortality attributable to such a reduction would be as follows: 4,163 deaths (range 1,635-6,669) due to all causes (15 per 100,000 population); 1,143 deaths (range 922-1,362) due to ischemic heart disease (4 per 100,000 population); and 500 deaths (range 228-767) due to lung cancer (2 per 100,000 population). The monetary benefit was estimated to be between 5,000 and 10,000 million euros. Effective implementation of air quality measures in Spain, in a scenario with a short-term projection, would amount to an appreciable decline in $\text{PM}_{2.5}$ concentrations, and this, in turn, would lead to notable health-related and economic benefits.

Introduction

The epidemiological literature has signaled that exposure to air pollution, especially fine particles of less than 2.5 µm in aerodynamic diameter (PM_{2.5}), can lead to cases of immediate (acute) or delayed (chronic) premature death, particularly from cardiopulmonary diseases ¹. Epidemiologic cohort studies, both in Europe ² and the USA ^{3,4}, have estimated the long-term health risk posed by exposure to air pollution. Recently, every increase of 10 µg/m³ in PM_{2.5} concentration was associated with a 14% increase in long-term mortality in Six Cities study ⁵.

Evidence from a growing body of epidemiological studies has historically supported critical environmental policy decisions ⁶. Assessments of interventions that improve air quality show that a decrease in PM_{2.5} levels is accompanied by substantial health benefits ⁷. By way of example, the 1990 ban on the use of coal in Dublin (Ireland) led to a 70% reduction in monthly mean of particle concentrations, and a 6%, 15% and 10% decrease in the all-cause, respiratory and heart disease mortality rates, respectively ⁸.

Health impact assessment (HIA) enables the quantification of the effect that public policies may have on the health of the population ⁹. Indeed, there is a growing trend for HIAs that specifically address the impact of air pollution to include the associated monetary benefit, which, in many cases, is one of the principal factors in health policy decision-making. Monetary valuations have been envisaged in studies which set out to estimate the impact of particulate matter on health ¹⁰, e.g., one study undertaken in the Province of Barcelona (Spain) estimated that 12% of deaths could be prevented if annual mean PM₁₀ levels were reduced to 20 µg/m³, and this would amount to a benefit of 5,400 million euros annually ¹¹.

In Spain, the Air Pollution Risk Assessment System (*Sistema de Evaluación de Riesgos por Contaminación Atmosférica - SERCA*) research project pioneered a nationwide HIA of air pollution, based on a reduction in PM_{2.5} levels in 2011 vis-à-vis 2004 as a result of a series of air quality control measures. This study estimated that 1,718 deaths were attributable to an average annual reduction of 0.7 µg/m³ in PM_{2.5} levels in Spain ¹². The experience and knowledge acquired in this first stage of the project was used to undertake a new nationwide HIA, with more accurate estimates and a time horizon extended to 2014. This study now shows the impact of various air quality control measures on mortality, taking PM_{2.5} concentrations as an overall indicator of air pollution. The study analyzes the impact of changes in PM_{2.5} levels on two of the leading principal causes of death in Spain ¹³, namely, ischemic heart disease and lung cancer. To complement this information, the analysis incorporates a preliminary estimate of the monetary benefit that would result over all-causes mortality from a reduction in air pollution in Spain.

Materials and Methods

Air pollution scenarios: 2007-2014

We defined a reference scenario corresponding to 2007, based on data drawn from the official National Emission Inventory for Spain¹⁴, and designed a projected scenario to simulate air pollution distribution in 2014 in a case where air quality control measures planned in 2007 proved successful. This projected scenario was based on the reference scenario defined for Spain using emission projection methodology¹⁵, and assumed significantly decreased emissions of PM_{2.5} precursors (e.g., 51% reduction in primary PM_{2.5} emissions) resulting from technological measures targeting the road transport sector, industry, and power generation (Table 1). The projected scenario reflected the most likely future situation, since it included expected outcomes from official plans and specific legislation (see Supplementary Material, Table 1). Accordingly, the emissions and, by extension, the changes in air quality presented in this paper may be regarded as the most feasible evolution over the period considered. These measures affect a wide number of pollutants, with reduction in PM_{2.5} concentrations being chosen as an overall indicator of the health benefits to be obtained as a result of an improvement in air quality.

For both scenarios, emissions were initially processed using the Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) modeling system¹⁶. The US Environmental Protection Agency's (EPA) Community Multiscale Air Quality model (CMAQ v4.6) was then applied¹⁷ to simulate PM_{2.5} (µg/m³) concentration levels for the entire Iberian Peninsula, Balearic Islands, Ceuta and Melilla, using a grid with a spatial resolution of 16×16 km² (4,500 cells). Since the SERCA modeling domain was centered on the Iberian Peninsula, the Canary Islands were not included for estimation purposes. Using the Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP), an HIA tool designed by the EPA, air pollution changes in each cell were calculated by subtracting air pollution levels resulting from CMAQ models (projected minus reference).

Study population and mortality rates for the reference scenario

For each town in Spain (8,109 municipalities), the Spanish National Statistics Institute furnished population data and the number of deaths corresponding to all-cause mortality, including external causes (International Classification of Diseases, 10th revision (ICD-10), codes A00-Y98), ischemic heart disease (ICD-10 codes I20-I25) and lung cancer (ICD-10 code C33-C34), broken down by 5-year age groups, for the period 2005-2007, to make for more stable estimates. Lung cancer deaths included deaths due to malignant neoplasm of the trachea, bronchus, and lung. Mortality and municipal population data were used to calculate the mortality rates for each town.

In Spain, municipal centroids are computed by taking only the inhabited area of the designated town into account, and are situated in the center of the most populous zone. Each municipality was therefore assigned the geographical coordinates corresponding to its centroid, which were then deemed to be representative points of the location of the town's population. An overlapping grid identical to that used for the air quality models (spatial resolution of 16×16 km²) was then applied, using geographic information system (GIS) software to identify which centroids were located in each cell. In those cells that included more than one municipal centroid, mortality and population data were aggregated to obtain a unique cell value. Air pollution changes in each cell calculated as stated above, were applied to all included centroids. Figure 1 shows the spatial distribution of the population, and includes a close-up of two specific Autonomous Regions, Madrid and Murcia. Towns in the Madrid Region tend to be smaller, in terms of geographical area, than those in Murcia, thereby making it possible for at least one centroid representative of the corresponding population to be included in all the grid squares. In Murcia, however, municipalities cover a greater surface area, so that there are blank squares that do not include population centroids (for a fuller explanation of the methodology used, see Boldo et al., 2011).

Selection of concentration-response functions

We estimated attributable mortalities using health impact functions based on long-term relative risk. The impact of a reduction in PM_{2.5} on all-cause, ischemic heart disease and lung cancer mortality was estimated by applying concentration-response functions (CRFs) drawn from the estimate made within the framework of the American Cancer Society (ACS) cohort ^{3,18}. In order to be consistent with the CRFs selected, all mortality analyses targeted the population aged over 30 years.

The CRFs corresponding to mortality due to ischemic heart disease and lung cancer, unlike that used for all-cause mortality, were not included in the BenMAP software used for HIA analysis. The values of the regression coefficients (β) and their standard errors were calculated on the basis of the published confidence interval of CRFs for specific causes ¹⁹, and then they were introduced into the BenMAP. Table 2 shows a summary of the main characteristics of the studies and relative risks selected for HIA purposes.

Estimation of health impact using BenMAP software

We used the US EPA's Environmental Benefits Mapping and Analysis Program as an HIA tool (<http://www.epa.gov/air/benmap/>) to estimate crude figures of all-cause, ischemic heart disease and lung cancer mortality attributable to the changes in air quality. The BenMAP is compatible with the EPA's CMAQ model. For each grid cell within Spain's territorial boundaries, we therefore supplied average population figures, mortality rates broken down by 5-year age group, and estimated PM_{2.5} levels for 2007 and 2014.

The BenMAP calculates a distribution of point estimates in each grid cell of the number of attributable deaths associated with changes in $PM_{2.5}$ between the two scenarios considered. For each grid cell, we selected the median, and the 5th and 95th percentiles of this distribution to provide a range of uncertainty for HIA results. National figures of deaths attributable to $PM_{2.5}$ reduction were obtained by adding up all the cell estimates. The methodology used in this study is described in detail elsewhere ^{12;19-21}.

Monetary valuation of health impact of $PM_{2.5}$ concentrations

The Value of a Statistical Life (VSL) is considered an appropriate value for expressing the monetary benefit associated with the implementation of a policy targeted at reducing a mortal risk ²². This VSL is calculated as a ratio between the willingness to pay (WTP) of the population affected by given interventions that minimize the risk and the specific reduction in the risk of death ²².

We used the following recommended VSLs for premature death to take the uncertainty of our estimate into account:

- 1) Within the framework of the Externalities of Energy (ExternE) program, we estimated the value of 1.05 million euros (€) as the median VSL (rounded down to €1 million in 2005), and the value of €2.26 million as the mean VSL, using the results of a survey conducted in the United Kingdom, France and Italy ²³.
- 2) In Spain, the VSL rose to 1.30 million euros for 2010 in the context of traffic accidents ²⁴. Since the population's WTP for a reduction in the risk of death arising from environmental pollution is reported to be greater than that arising from traffic accidents, the VSL was corrected by multiplying it by a coefficient of 1.8 ²⁵.

We transformed values to 2012 prices using the real average annual increase in the gross domestic product (GDP) for Spain ²⁶, and calculated the economic benefits by multiplying monetary values by the number of attributable cases obtained for all-cause mortality.

Results

In Spain, the main sectors responsible for emissions of primary $PM_{2.5}$ in 2007 and 2014 were road transport and other mobile sources, machinery, non-industrial combustion plants, and combustion in the energy, transformation, and manufacturing industries. The combination of all these accounted for 94% of emissions of this pollutant in 2007. Among these sectors, note should be taken of transport (both road and off-road) with 58% of total $PM_{2.5}$ emissions in 2007.

By implementing air quality control measures, it is precisely these sectors, along with the combustion sector (in the energy, transformation, and manufacturing industries), that could most reduce their emissions, i.e., by 69% and 59% respectively (Table 1).

With regard to the air quality simulation, the national average $PM_{2.5}$ concentration in the reference scenario (2007) was $6.3 \mu g/m^3$; the result of modeling for 2014 showed a generalized improvement throughout the territory, with the average $PM_{2.5}$ concentration being reduced to $5.4 \mu g/m^3$. The difference between the two scenarios amounts to an overall reduction of approximately $1 \mu g/m^3$ (15%: range $0.3-4.3 \mu g/m^3$) in Spain. If air quality control measures were successfully implemented, reductions would be achieved in especially important $PM_{2.5}$ levels, particularly in large Spanish cities such as Madrid ($4.3 \mu g/m^3$), and Barcelona and the Greater Barcelona area (around $3 \mu g/m^3$) (Figure 2).

In the period 2005-2007, Spain had an annual mean population over the age of 30 years of 27,953,825. This population was heterogeneously distributed across 8,019 towns, since most of these subjects tend to congregate in large cities (Figure 1). Of this age group's annual mean mortality figure of 360,407, ischemic heart disease accounted for a mean 35,672 deaths per annum (20,183 men and 15,489 women), 10% of the total, and lung cancer, for its part, accounted for a mean 18,848 deaths per annum (16,339 men and 2,509 women), 5% of the total.

Table 3 summarizes the long-term mortality findings in terms of the absolute number of attributable deaths (50th, 5th-95th percentiles) and crude rates per 100,000 population, which could be potentially prevented by the $PM_{2.5}$ -reduction scenario in Spain. Our analysis indicated a mean of 4,163 attributable deaths from all causes (range 1,635-6,669), a figure that corresponds to a crude rate of 15 deaths per 100,000 population and would account for approximately 1.1% of the total number of deaths in this population. Of the estimated mortality attributable to all causes, 500 deaths (range 228-767) were due to lung cancer, and 1,143 (range 922-1,362) were due to ischemic heart disease. In relative terms, the impact of air pollution was greater if cause-specific mortality coefficients were used, i.e., 2.6% of deaths due to lung cancer, and 3.2% of deaths due to ischemic heart disease.

Figure 3 depicts the geographic distribution of the absolute number of attributable deaths and the crude rate of attributable deaths per 100,000 population estimated using Pope's CRFs ^{3;18}. In terms of absolute numbers, the greatest health benefits resulting from a reduction in air pollution would be observed in large cities and provincial capitals, where the highest $PM_{2.5}$ reductions concentrations are usually found. This is because of the wide difference in concentrations between the two scenarios and the great number of inhabitants that congregate in these population centers. In the country's capital, Madrid (2,146,146 inhabitants aged over 30 years), an annual total of 650, 168 and 80 deaths due to all causes, ischemic heart disease and

lung cancer, respectively (50th percentile), was estimated to be attributable to a reduction in PM_{2.5} of 4.3 µg/m³. Something similar would occur in Barcelona and its outlying towns (Hospitalet de Llobregat, Prat de Llobregat, Sant Adrià de Besòs and Venturada) (with 1,346,419 inhabitants aged over 30 years), where there were an estimated 292, 69 and 37 deaths annually due to all causes, ischemic heart disease and lung cancer, respectively. Other towns situated in the Greater Barcelona area and in Valencia and the Greater Valencia area also registered a reduction in PM_{2.5} of over 3 µg/m³, so that they made a substantial contribution to the number of deaths attributable to air pollution. Nevertheless, the geographic distribution of the crude mortality rates indicates that the greatest health benefits in relative terms would be felt in certain areas of the Autonomous Regions of Galicia, Castile-León, Extremadura and Andalusia, and along the Mediterranean.

Table 4 shows the results in terms of monetary benefit at a national level. This would stand at around €5,000 million according to the lowest estimates (Extern E median and Abellán et al. 2011), and could go as high as 10,000 million euros, based on the Extern E mean and the values of Abellán et al. as corrected by Dekker et al.

Discussion

This study reports the mortality impact and expected monetary benefit in Spain in 2014, resulting from a mean reduction of 1 µg/m³ in PM_{2.5} concentrations. Air quality control measures which have already been approved would yield a saving of more than 4,000 deaths attributable to this reduction, with an estimated monetary benefit of 5,000 to 10,000 million euros. This study also reports the first nationwide estimate of the impact of PM_{2.5} in terms of cause-specific mortality. Over one thousand deaths due to ischemic heart disease and 500 due to lung cancer would be attributable to a reduction in chronic exposure to PM_{2.5}. The results of this HIA and monetary valuation are in line with other previously conducted studies, both national¹¹ and international in scope²⁷⁻²⁹. Our HIA results afford new reasons for reviewing the PM_{2.5}-related provisions envisaged under Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe by 2013.

With respect to methodology, this study refined previously used air quality models¹², by enhancing the spatial resolution to 16x16 km², updating PM_{2.5} emissions for a 2014 time horizon, and incorporating new air pollution control measures recently implemented in Spain (see Supplementary Material, Table 1). In terms of a reduction in emissions, this would primarily take place in industries, essentially power plants in the northwestern quarter of the country and the ceramics industry in areas lying along the Mediterranean seaboard. Nonetheless, the most important reductions are expected in urban settings, and are associated with technological improvements to vehicles (mainly the fitting of particle filters) and the application of sustainable urban transport and/or air quality control plans. These measures have already been partially

implemented and have achieved a substantial reduction in PM_{2.5} emissions (e.g., at a national level the reduction in PM_{2.5} emissions in the period 2007-2009 was 20.1% ³⁰).

The CRFs were selected from analyses based on the ACS cohort ^{3,18} because the latter is regarded as the largest cohort study available to date on the long-term effects of PM_{2.5} on mortality. In addition, the estimates furnished by this cohort are more restrained than those reported by similar studies ^{5,31,32}, and have already been used in other European studies ^{27,29}. Recently, two panels of experts on PM_{2.5} have indicated that the central estimates range from 0.6% to 2% for Europe ³³ and 0.6% to 1.3% ³⁴ for the USA, so that our HIA can be assumed to present very cautious results.

The health impact analysis estimated that an overall reduction of 1 µg/m³ in PM_{2.5} by 2014 would succeed in preventing attributable mortality of a magnitude which was more than double that estimated by the preliminary study ¹². Similarly, our study also incorporated impact analysis for mortality due to specific causes, such as ischemic heart disease and lung cancer, since European studies on short- and long-term PM exposure indicate a direct association with mortality in general, and mortality due to cardiopulmonary disease in particular ¹.

Ischemic heart disease ranks as the leading cause of death in Spain, despite the fact that most of the risk factors (sedentarism, hypertension and dyslipidemia) are known and modifiable. The trend in the mortality rate shows that from 1990 to 2007, risk in Spain fell by almost 30%, owing to improvements in treatment and lower exposure to risk factors ³⁵. Exposure to environmental PM is another risk factor which potentiates cardiovascular morbidity and mortality due to acute ³⁶ and chronic effects ¹⁸, and the mechanisms whereby this could cause systemic cardiovascular effects are being investigated ^{37,38}. Evidence accumulated during the preceding decade indicates that the most important part of mortality caused by air pollution is due to cardiovascular disease, such that for every 10 µg/m³ increase in PM_{2.5}, mortality due to ischemic heart disease increases by 18% ¹⁸. This finding has led to the proposal that exposure to these particles should be considered a new modifiable cardiovascular risk factor. According to our results, Spain could prevent more than 3% of mortality due to this cause if the implementation of air quality control measures were effective.

In the case of lung cancer, smoking is considered the principal risk factor and gives rise to differences in mortality rate trends between men and women. Although it continues to be the tumor with the highest mortality rates, among men in Spain this rate decreased by 1% per annum from the 1990s, while among women it increased by 3% per annum over the same period ³⁹. Exposure to fine particulate matter is currently recognized as another of the principal modifiable risk factors for lung cancer ⁴⁰. New scientific evidence supports the relationship between exposure to PM_{2.5} and this disease, and it is estimated that a 10 µg/m³ increase in PM_{2.5} concentrations is associated with a 15%-27% increase in lung cancer mortality ⁴.

According to our results, Spain could prevent up to 2.6% of mortality due to this cause by reducing airborne PM_{2.5}.

Recently, Pope and colleagues⁴¹ assessed the exposure–response relationship between PM_{2.5} exposure and cardiovascular and lung cancer mortality, reporting that the relationship for lung cancer (almost linear) was qualitatively different to that for cardiovascular mortality (nonlinear). These results are relevant, in view of the fact that HIA studies conducted to date have tended to apply CRFs, on the assumption of linear relationships between PM_{2.5} concentrations and the health effects assessed, something that might lead to the impact of exposure to low PM_{2.5} levels on cardiovascular mortality being underestimated.

Our study presents the first nationwide estimate of the monetary benefits attributable to a reduction in air pollution. Monetary valuations are arousing growing interest, and constitute one of the key elements in health policy decisions aimed at reducing environmental risks. Air pollution gives rise to many adverse health effects and a considerable long-term social burden in terms of life expectancy and quality of life. To take into account the uncertainty entailed in selecting a given VSL from among those available in the bibliography, this study used VSLs drawn from two studies, one domestic and the other, European^{23,24}. The value obtained in the ExternE program²³, based on three European countries, has already been used by the CAFE program⁴² and other Spanish analyses¹¹. As WTP is not comparable between countries⁴³, we used the VSL estimated in Spain for death due to traffic accidents, a context that differs from pollution in terms of several factors, including age and health status⁴⁴. To remedy this discrepancy, the VSL estimated in Spain for traffic was corrected by a factor of 1.8²⁵. At all events, the VSL used in this HIA is in line with those specifically estimated by other European studies for air pollution⁴⁵. Even so, a boost should be given to research in Spain to establish a VSL that would specifically reflect air-pollution-related risks, with a view to facilitating the drawing-up of HIAs that included monetary valuations for the guidance of public health interventions.

In conclusion, air pollution constitutes one of the most significant environmental health risks and gives rise to both acute and chronic effects. In view of the fact that exposure to air pollution is a modifiable risk and that, to a great extent, this remains outside the control of the individual, the public authorities must assume responsibility for adopting air quality control measures based on available scientific evidence. Compliance with European Directive guideline values should not only be a public health priority, so as to minimize any risks stemming from exposure to PM_{2.5}, but should also be a feasible goal, achievable through the interventions implemented in Spain. However, since there is no known PM threshold below which harmful health effects disappear, to improve the population's general state of health it is essential to continue setting increasingly ambitious targets, aimed at seeking a maximum reduction in air pollutant concentrations.

Acknowledgments

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

This study was funded by a grant from the Spanish Ministry of Agriculture, Food & Environment (058/PC08/3-18.1). The authors would especially like to thank Beltrán Rubio González (Carlos III Institute of Health) and Jorge Eduardo Martínez Pérez (University of Murcia) for their invaluable help with and advice on monetary valuation. Mortality data were supplied by the Spanish National Statistics Institute under a specific confidentiality protocol. The research findings are the responsibility of the authors.

References

- (1) Pope CAI, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* **2006**, 56(6), 709-742.
- (2) Beelen R, Hoek G, van den Brandt PA et al. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ Health Perspect* **2008**, 116(2), 196-202.
- (3) Pope CAI, Burnett RT, Thun MJ et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* **2002**, 287(9), 1132-1141.
- (4) Turner MC, Krewski D, Pope CA, III et al. Long-term ambient fine particulate matter air pollution and lung cancer in a large cohort of never-smokers. *Am J Respir Crit Care Med* **2011**, 184(12), 1374-1381.
- (5) Lepeule J, Laden F, Dockery D et al. Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: An Extended Follow-Up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009. *Environ Health Perspect* **2012**, 120(7), 965-70.
- (6) Fann N, Bell ML, Walker K et al. Improving the linkages between air pollution epidemiology and quantitative risk assessment. *Environ Health Perspect* **2011**; 119(12):1671-1675.
- (7) van Erp AM, O'Keefe R, Cohen AJ et al. Evaluating the effectiveness of air quality interventions. *J Toxicol Environ Health A* **2008**, 71(9-10), 583-587.
- (8) Clancy L, Goodman P, Sinclair H et al. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet* **2002**, 360(9341), 1210-1214.
- (9) WHO. Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment: WHO guideline document. *Environ Health Perspect* **2000**, 108(10), 997-1002.
- (10) CAFE. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Thematic Strategy on Air Pollution COM(2005) 446. http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28159_en.htm. **2005**.
- (11) Perez L, Sunyer J, Kunzli N. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). *Gac Sanit* **2009**, 23(4), 287-294.
- (12) Boldo E, Linares C, Lumbreras J et al. Health impact assessment of a reduction in ambient PM(2.5) levels in Spain. *Environ Int* **2011**, 37(2), 342-348.
- (13) INE. Spanish National Statistics Institute. www.ine.es. **2011**.
- (14) MARM. Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera 1990-2008. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. **2010**.
- (15) Lumbreras J, Borge R, de Andres JM et al. A model to calculate consistent atmospheric emission projections and its application to Spain. *Atmospheric Environment* **2008**, 42(21), 5251-5266.

(16) Borge R, Lumbreras J, Rodriguez E. Development of a high-resolution emission inventory for Spain using the SMOKE modelling system: A case study for the years 2000 and 2010. *Environmental Modelling & Software* **2008**, 23(8),1026-1044.

(17) Byun D, Schere KL. Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. *Appl Mech Rev* **2006**, 59(2),51-77.

(18) Pope CA, III, Burnett RT, Thurston GD et al. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* **2004**, 109(1), 71-77.

(19) Abt Associates Inc. BenMAP. User's Manual. Appendices. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. <http://www.epa.gov/air/benmap/models/BenMAPManualAppendicesAugust2010.pdf>. **2010**.

(20) Fann N, Fulcher CM, Hubbell BJ. The influence of location, source, and emission type in estimates of the human health benefits of reducing a ton of air pollution. *Air Qual Atmos Health* **2009**, 2(3),169-176.

(21) Abt Associates Inc. BenMAP. User's manual. Prepared for Office of Air Quality Planning and Standards, US EPA. <http://www.epa.gov/air/benmap/models/BenMAPManualAugust2010.pdf>. **2010**.

(22) Riera A, Ripoll AM, Mateu J. Estimación del valor estadístico de la vida en España: Una aplicación del Método de Salarios Hedónicos. Hacienda Pública Española. *Revista de Economía Pública* **2007**, 181(2), 29-48.

(23) European Commission. ExternE-Externalities of Energy-Methodology 2005 Update. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <http://www.externe.info/>. **2005**.

(24) Abellán JM, Martínez JE, Méndez I et al. El valor monetario de una vida estadística en España. Estimación en el contexto de los accidentes de tráfico. Universidad de Murcia y Universidad Pablo Olavide (Sevilla). http://www.dgt.es/was6/portal/contenidos/documentos/seguridad_vial/estudios_informe_s/Informe_valor_monetario_vida_estadistica.pdf. **2011**.

(25) Dekker T, Brouwer R, Hofkes M et al. The Effect of Risk Context on the Value of a Statistical Life: a Bayesian Meta-model. *Environmental and Resource Economics* **2011**, 49(4), 597-624.

(26) Eurostat. Real GDP growth rate. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>. **2011**.

(27) APHEKOM. <http://www.aphekom.org/>. **2011**.

(28) Anenberg SC, Horowitz LW, Tong DQ et al. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environ Health Perspect* **2010**, 118(9), 1189-1195.

(29) Ballester F, Medina S, Boldo E et al. Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities. *J Epidemiol Community Health* **2008**, 62(2), 98-105.

- (30) MARM. Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera 1990-2009. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. **2011**.
- (31) Brunekreef B, Beelen R, Hoek G et al. Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: the NLCS-AIR study. *Res Rep Health Eff Inst* **2009**, (139), 5-71.
- (32) Crouse DL, Peters PA, van DA et al. Risk of Non-accidental and Cardiovascular Mortality in Relation to Long-term Exposure to Low Concentrations of Fine Particulate Matter: A Canadian National-level Cohort Study. *Environ Health Perspect* **2012**, 120(5), 708-714.
- (33) Roman HA, Walker KD, Walsh TL et al. Expert judgment assessment of the mortality impact of changes in ambient fine particulate matter in the U.S. *Environ Sci Technol* **2008**, 42(7), 2268-2274.
- (34) Cooke RM, Wilson AM, Tuomisto JT et al. A probabilistic characterization of the relationship between fine particulate matter and mortality: elicitation of European experts. *Environ Sci Technol* **2007**, 41(18), 6598-6605.
- (35) Bertomeu V, Castillo-Castillo J. Situación de la enfermedad cardiovascular en España. Del riesgo a la enfermedad. *Revista Española de Cardiología* **2008**, 08(Supl.E), 2-9.
- (36) Peters A, Dockery DW, Muller JE et al. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation* **2001**, 103(23), 2810-2815.
- (37) Bhaskaran K, Wilkinson P, Smeeth L. Cardiovascular consequences of air pollution: what are the mechanisms? *Heart* **2011**, 97(7), 519-520.
- (38) Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, III et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* **2010**, 121(21), 2331-2378.
- (39) Cabanes A, Vidal E, Aragonés N et al. Cancer mortality trends in Spain: 1980-2007. *Ann Oncol* **2010**, 21 Suppl 3, iii14-iii20.
- (40) Thacker SB, Ikeda RM, Giesecke KE et al. The evidence base for public health informing policy at the Centers for Disease Control and Prevention. *Am J Prev Med* **2005**, 29(3), 227-233.
- (41) Pope CA, Burnett RT, Turner MC et al. Lung cancer and cardiovascular disease mortality associated with ambient air pollution and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationships. *Environ Health Perspect* **2011**, 119(11), 1616-1621.
- (42) Hurley F, Hunt A, Cowie H et al. Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Didcot. UK: AEA Technology Environment. **2005**.
- (43) Mould Quevedo JF, Contreras Hernández I, Garduño Espinosa J et al. El concepto de willingness-to-pay en tela de juicio. *Revista de Saude Publica* **2009**, 43, 352-358.
- (44) Alberini A, Cropper M, Krupnick A et al. Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada. *Journal of Environmental Economics and Management* **2004**, 48(1), 769-792.
- (45) Alberini A, Chiabai A. Urban environmental health and sensitive populations: How much are the Italians willing to pay to reduce their risks? *Regional Science and Urban Economics* **2007**, 37(2), 239-258.

Table 1. Primary PM_{2.5} emissions (t) and emission variation (%) in Spain (2007-2014).

SNAP group ^a	Activity	Emissions in 2007 (t)	Emissions in 2014 (t)	% Emission variation
01	Combustion in energy and transformation industries	13,808	5,388	-61%
02	Non-industrial combustion plants	23,048	22,516	-2%
03	Combustion in manufacturing industry	10,770	4,661	-57%
04	Production processes	5,086	4,498	-12%
05	Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy	133	113	-15%
07	Road transport	33,303	14,019	-58%
08	Other mobile sources and machinery	43,369	10,092	-77%
09	Waste treatment and disposal	72	76	6%
10	Agriculture	2,848	3,951	39%
	TOTAL	132,437	65,314	-51%

^a SNAP group: Selected Nomenclature for sources of Air Pollution. SNAP 11 (Nature) is not included since no variation on natural sources was considered for this period.

Table 2. Main characteristics of the epidemiological studies and health impact function used for mortality assessment.

Author	Pollutant	Metric	Population (age groups)	Health outcome (mortality)	Relative risk (per 10 µg/m ³)	β mean estimate (per 1 µg/m ³)	β standard error	Health Impact Function ^a
Pope et al., 2002 ^b	PM _{2.5}	Daily mean	>30y	All causes (ICD-10: A00-Y98)	1.06 (1.02-1.11)	5.8*10 ⁻³	2.1*10 ⁻³	$(1 - \frac{1}{e^{(\beta * \Delta Q)}}) * M * P$
Pope et al., 2002 ^b				Lung cancer (ICD-10: C33-C34)	1.14 (1.04-1.23)	13.1*10 ⁻³	4.4*10 ⁻³	
Pope et al., 2004 ^c				Ischemic heart disease (ICD-10: I20-I25)	1.18 (1.14-1.23)	16.6*10 ⁻³	2.0*10 ⁻³	

- a) ΔQ: Change in estimated air pollutant concentration between reference and projected scenarios. M: Mortality rate in reference scenario. P: Potentially affected population in reference scenario.
- b) Pope, C.A.I., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., and Thurston, G.D. (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA 287: 1132-1141.
- c) Pope, C.A., III, Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., and Godleski, J.J. (2004) Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. Circulation 109: 71-77.

Table 3. Mortality attributable to a reduction in PM_{2.5} concentrations in Spain by 2014 (absolute numbers and numbers per 100,000 population).

Exposure indicator	Mortality indicator	Population aged >30y at risk	Annual number of total deaths	Annual number and range of attributable deaths (50 th , 5 th -95 th percentiles)	Annual number of attributable deaths per 100,000 population (50 th percentile)
Long-term PM _{2.5} levels	All causes	27,953,825	360,407	4,163 (1,635-6,669)	15
	Lung cancer		18,848	500 (228-767)	2
	Ischemic heart disease		35,672	1,143 (922-1,362)	4

Table 4. Potential monetary benefits due to a reduction in PM_{2.5} in Spain by 2014.

Report	VSL for each study (millions of euros/death) ^a	Annual monetary benefits (€) for all-cause mortality (50 th , 5 th -95 th percentiles)
Extern E ^b (median)	1,070	4,450 (1,750-7,135)
Extern E ^b (mean)	2,416	10,000 (3,950-16,112)
Abellán et al., 2011 ^c	1,330	5,540 (2,175-8,870)
Dekker et al., 2011 ^d	2,394	9,966 (3,914-15,966)

- a) Transformed using the Spanish GDP at 2012 prices.
- b) European Commission . ExternE-Externalities of Energy-Methodology 2005 Update. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <http://www.externe.info/>. 2005.
- c) Abellán et al., 2011. El valor monetario de una vida estadística en España. Estimación en el contexto de los accidentes de tráfico. Universidad de Murcia y Universidad Pablo Olavide (Sevilla).
- d) Valores de Abellán et al., 2011 corregidos por el factor de corrección propuesto por Dekker et al., 2011. The effect of Risk Context on the Value of a Statistical Life: a Bayesian Meta-model. Environ Resource Econ, 49: 597-624.

Figure 1. Spatial distribution of Spanish population (annual average 2005-2007): detailed breakdown showing Madrid (bottom left) and Murcian Regions (bottom right) with municipal centroids.

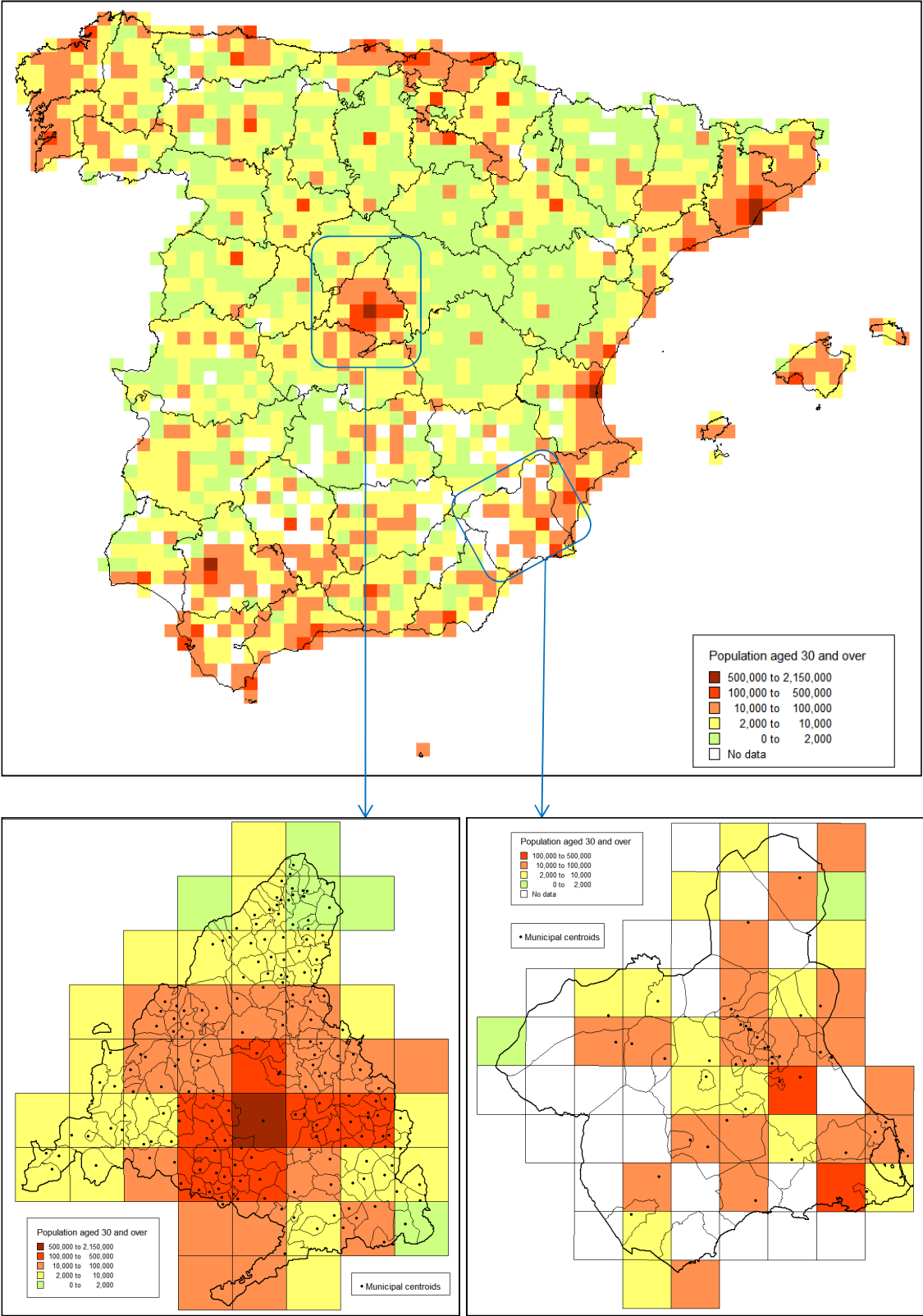


Figure 2. Modeled $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) reduction between reference and projected scenarios (2007-2014).

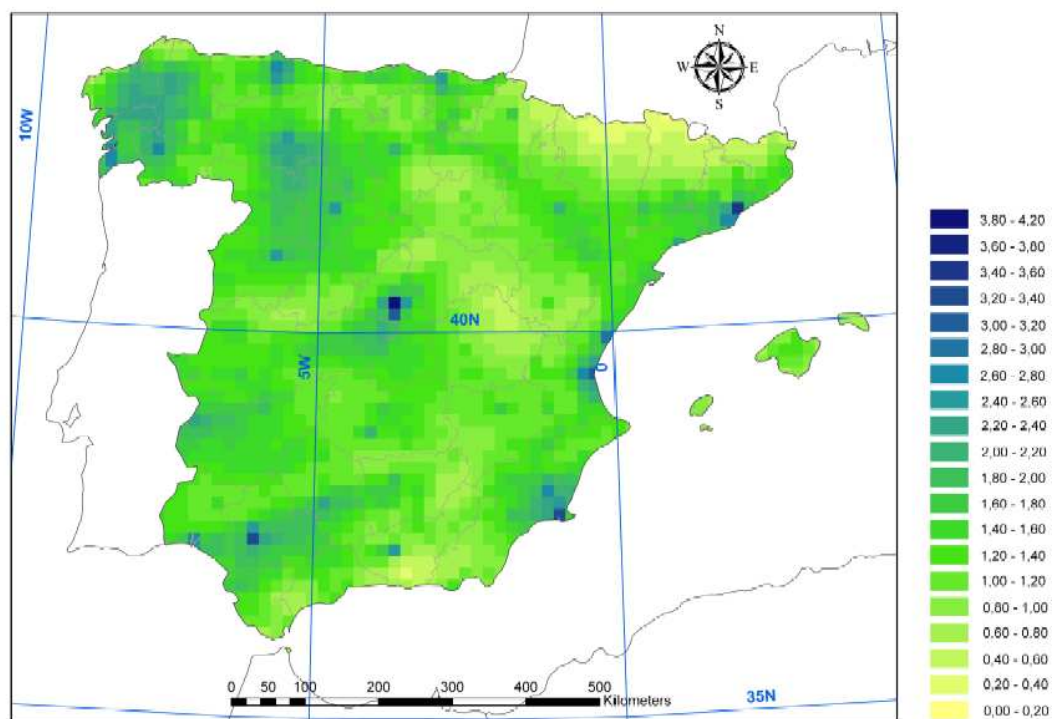


Figure 3. Assessment of the annual long-term mortality impact of a reduction in PM_{2.5} levels (µg/m³) in Spain. Air quality scenarios: reference year, 2007; projected year, 2014.

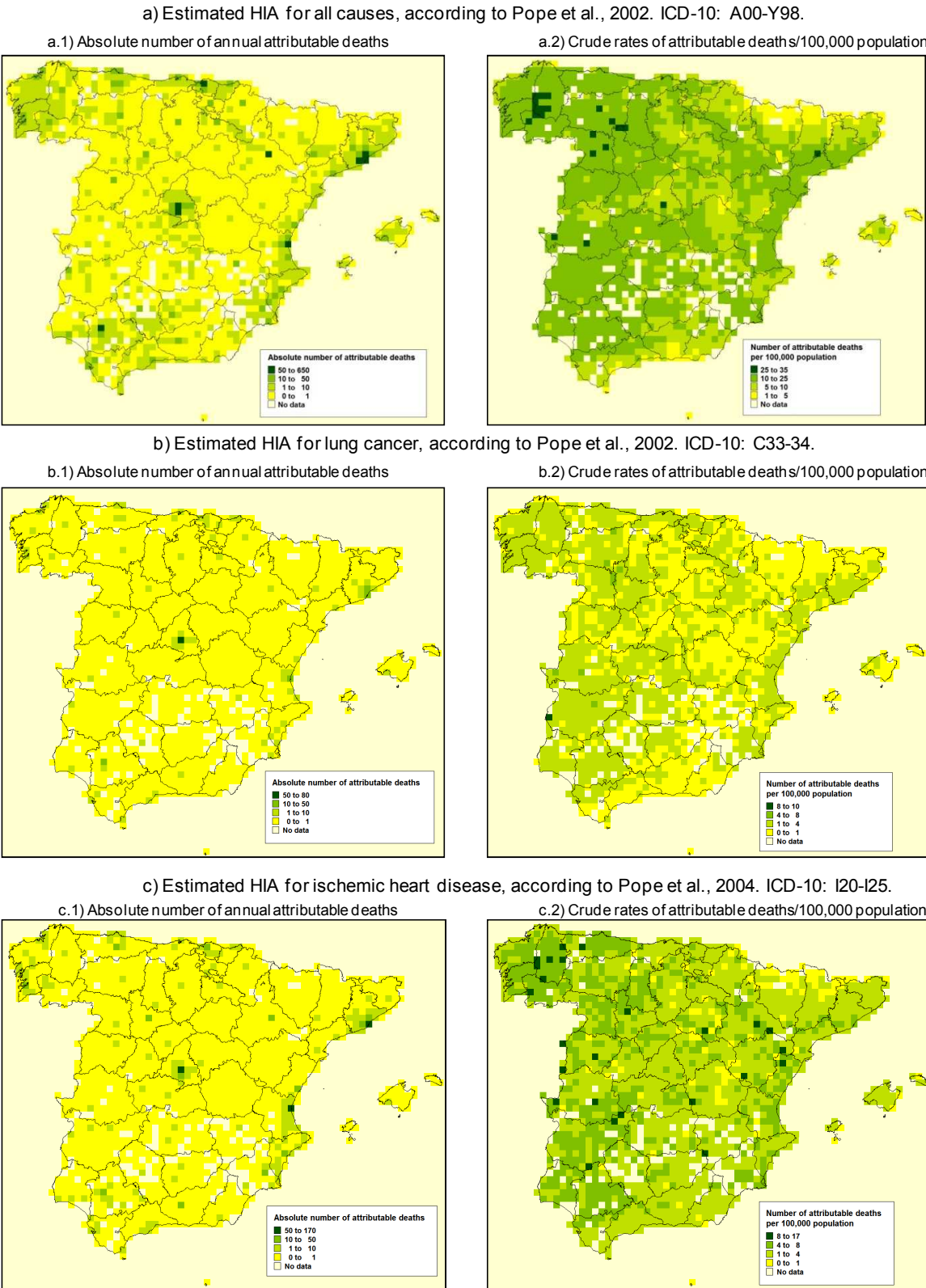
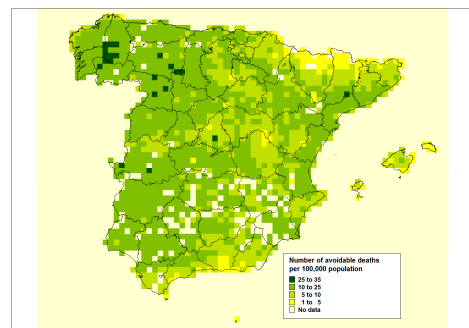


Table of Contents (TOC)



Artículo especial

La institucionalización de la evaluación del impacto en la salud en Quebec: ¿un modelo factible en España?

Elena Boldo^{a,b,*}, Louise St-Pierre^c, Anika Mendell^c y François Benoit^c

^a Área de Epidemiología Ambiental y Cáncer, Centro Nacional de Epidemiología, Instituto de Salud Carlos III, Madrid, España

^b CIBER de Epidemiología y Salud Pública (CIBERESP), España

^c Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud, Quebec, Canadá

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Historia del artículo:

Recibido el 1 de febrero de 2011

Aceptado el 11 de mayo de 2011

On-line el 14 de julio de 2011

Palabras clave:

Evaluación del impacto en salud

Políticas públicas

Ley de Salud Pública

Salud en todas las políticas

R E S U M E N

Objetivos: En Canadá, Quebec institucionalizó el proceso de la evaluación del impacto en la salud al incluirla en su Ley de Salud Pública. En España, el Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad está en un proceso de reforma de la Ley de Salud Pública, en la cual está prevista la inclusión de la evaluación del impacto en la salud. Este estudio revisa los elementos que han llevado a la implantación efectiva de la evaluación del impacto en la salud en Quebec y reflexiona sobre la posible aplicación del modelo quebequense en el ámbito español.

Métodos: Se recopiló información aportada en entrevistas realizadas en diversas instituciones de salud pública quebequenses. El modelo de Quebec se comparó con la situación española para identificar las posibles necesidades asociadas a la práctica de la evaluación del impacto en la salud en España.

Resultados: Las instituciones de salud pública quebequenses han desarrollado una estrategia para la aplicación efectiva de la evaluación del impacto en la salud. Se fundamenta en varias medidas: creación de una red de representantes ministeriales, desarrollo de un procedimiento interno en el Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales para responder a las solicitudes formuladas, elaboración de guías metodológicas, creación de programas de investigación, refuerzo de los mecanismos de transferencia de conocimientos y establecimiento de herramientas de comunicación y participación.

Conclusiones: La regulación legal de la evaluación del impacto en la salud no garantiza el éxito de su implantación. La institucionalización de dicha evaluación requiere establecer una estructura bien diseñada y la asignación de recursos adecuados. La experiencia desarrollada en Quebec muestra un modelo de implantación de la evaluación del impacto en la salud que podría adaptarse a nuestro país, considerando los elementos de la idiosincrasia española.

© 2011 SESPAS. Publicado por Elsevier España, S.L. Todos los derechos reservados.

The institutionalization of health impact assessment in Quebec: a feasible model in Spain?

A B S T R A C T

Objectives: In Canada, the province of Quebec has institutionalized Health Impact Assessment (HIA) by including it in its Public Health Act (PHA). In Spain, the Ministry of Health, Social Policy and Equality is in the process of reforming its PHA, and plans to include HIA in this legislation. This study reviews the factors that have led to the effective implementation of HIA in Quebec and discusses the possible applications of the Quebec model in the Spanish context.

Methods: Information was gathered through interviews conducted in various public health institutions in Quebec. The Quebec model was compared to the Spanish situation, to identify potential needs associated with the practice of HIA in Spain.

Results: In Quebec, public health institutions have developed a strategy for effective implementation of HIA. This strategy is based on several measures: creation of a network of ministerial representatives, development of an internal procedure at the Ministry of Health and Social Services to respond to requests, preparation of methodological guidelines, establishment of a research program, strengthening of knowledge transfer mechanisms, and establishment of communication and participation tools.

Conclusions: HIA legislation does not guarantee its successful implementation. The institutionalization of HIA requires establishing a well-designed structure, as well as the allocation of adequate resources. The Quebec experience offers one model of HIA implementation that could be adapted to our country, taking into account elements of Spanish idiosyncrasies.

© 2011 SESPAS. Published by Elsevier España, S.L. All rights reserved.

Keywords:

Health impact assessment

Public policy

Public health act

Health in all policies

* Autora para correspondencia.

Correo electrónico: eiboldo@isciii.es (E. Boldo).

Introducción

El Informe Lalonde¹, la Declaración de Alma Ata² y la Carta de Ottawa³ continúan siendo una referencia mundial a la hora de elaborar nuevas políticas de salud pública. Estos documentos ya planteaban que las acciones gubernamentales procedentes de distintos ámbitos, no sólo del sector de la salud, son eficaces para actuar en la mejora de la salud de la población y para combatir los riesgos que la amenazan.

El Ministerio de Sanidad, Política Social (MSPS) ha hecho público recientemente el anteproyecto de la nueva Ley General de Salud Pública (LGSP)⁴. Dicha ley debería modernizar la organización y el enfoque de la salud pública según el conocimiento actual, y abordar aspectos hasta ahora no tratados en regulaciones previas^{5,6}, como es el caso de la evaluación del impacto en la salud. Esta nueva reforma normativa y organizativa de la salud pública podría suponer una gran oportunidad para institucionalizar e impulsar la implantación de la evaluación del impacto en la salud en España.

Siguiendo el Consenso de Gotemburgo, la evaluación del impacto en la salud se define como la «combinación de procedimientos, métodos e instrumentos que permiten juzgar los posibles efectos de una intervención (política, un programa o proyecto) en la salud de una población, y la distribución de los potenciales efectos en la misma»⁷. Al integrar los determinantes sociales de la salud, se basa en un modelo de salud holístico. Recientemente se ha reconocido que la evaluación del impacto en la salud es una vía para el desarrollo de la estrategia de «Salud en todas las políticas», que implica el compromiso de todos los sectores para introducir la dimensión de la salud en las políticas sectoriales⁸.

En Europa, la evaluación del impacto en la salud sigue siendo una metodología recomendada por organizaciones internacionales, como la Organización Mundial de la Salud, pero sin una regulación normativa⁷. No obstante, en ciertos ámbitos regionales de Alemania y Polonia, y locales de Alemania, Polonia y Bélgica, se han desarrollado procesos de regulación legal para proporcionar a la evaluación del impacto en la salud un marco de actuación⁹. Asimismo, en el Cantón de Ginebra (Suiza) la Ley de Sanidad de 2006 capacita al gobierno para que pueda solicitar una evaluación del impacto en la salud ante cualquier proyecto legislativo que pudiera ocasionar efectos adversos en la salud¹⁰. En España, recientemente, la Ley de Salud Pública de la comunidad autónoma de Islas Baleares ha contemplado también la evaluación del impacto en la salud¹¹.

En el ámbito internacional, el sur de Australia destaca por su modelo de desarrollo de salud en todas las políticas y la aplicación específica de la evaluación del impacto en la salud, que ha quedado contemplada en su nueva ley de salud pública¹². Por otra parte, la provincia canadiense de Quebec institucionalizó la evaluación del impacto en la salud^a al incorporarla en su Ley de Salud Pública¹³, lo que ha supuesto el establecimiento de toda una estructura integrada por diversos elementos. Dada la importancia que tendrá la nueva LGSP, y a la vista del interés mostrado por el MSPSI en relación a la evaluación del impacto en la salud, parece pertinente analizar los elementos que serían necesarios para institucionalizar dicha práctica en España. En este sentido, la experiencia quebequense podría servir de referencia y ajustarse al modelo que se pretende adoptar en España. A la vista del esquema desarrollado en Quebec, este trabajo reflexiona sobre cómo podría articularse el proceso de implantación de la evaluación del impacto en la salud para promover la salud en todas las políticas en España.

Métodos

Se contactó con los máximos responsables canadienses del Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud (CCNPPS)¹⁴, que está emplazado en el Instituto de Salud Pública de Quebec (INSPQ)¹⁵ y financiado por la Agencia de Salud Pública de Canadá¹⁶. La selección del CCNPPS estuvo motivada porque entre sus objetivos se encuentra la evaluación del impacto en la salud de políticas públicas en vigor o en proceso de elaboración, así como la promoción de nuevas políticas saludables en Canadá.

Entre julio y diciembre de 2010 se concertaron entrevistas con responsables y profesionales de diversas instituciones públicas para clarificar el proceso de institucionalización de la evaluación del impacto en la salud en Quebec. Además de con los centros mencionados, se planificaron reuniones con responsables del Ministerio de Sanidad y de Servicios Sociales (MSSS)¹⁷ y del Grupo de Estudios sobre Políticas Públicas y Salud (GEPPS)¹⁸. Todos los entrevistados fueron seleccionados por su amplia vinculación o experiencia en el campo de la evaluación del impacto en la salud.

El guión de las diez entrevistas realizadas incluía tanto cuestiones generales como específicas en función de la institución. Básicamente las reuniones comenzaban con una descripción de la situación de la evaluación del impacto en la salud en España. Luego, los temas clave tratados eran los siguientes:

1. Desarrollo histórico y marco legal de la evaluación del impacto en la salud.
2. Competencias y papel de la institución en relación a la evaluación del impacto en la salud.
3. Relación con otras instituciones implicadas en el proceso de la evaluación del impacto en la salud.
4. Métodos y herramientas desarrollados para el análisis de los programas de intervención sobre la salud.
5. Programas de investigación del proceso de evaluación del impacto en la salud.
6. Sistemas de evaluación de la actividad de evaluación del impacto en la salud.
7. Otra información de interés para abordar la institucionalización de la evaluación del impacto en la salud.
8. Recomendaciones para la implantación de la evaluación del impacto en la salud en España.

Los encuentros permitieron recopilar documentación, materiales y experiencias de las diferentes instituciones consultadas. La información aportada por los expertos sirvió para analizar el marco legal de la evaluación del impacto en la salud, las relaciones entre instituciones con competencias en dicha evaluación, el programa de investigación del proceso de la evaluación del impacto en la salud, las herramientas desarrolladas para la transferencia del conocimiento, así como la actividad en evaluación del impacto en la salud realizada hasta el momento. Una vez conocido el sistema implementado en Quebec, se comparó con la situación española y se identificaron las posibles necesidades asociadas a la práctica de la evaluación del impacto en la salud en España.

Resultados

Desarrollo de un marco legislativo y de programas de salud pública en Quebec

El artículo 54 de la Ley de Salud Pública¹³, en vigor desde 2002, es el más señalado en relación a la evaluación del impacto en la salud en Quebec. Por un lado, se establece que el titular del MSSS es el consejero del gobierno para las cuestiones de salud pública. Su misión es asesorar a otros ministros sobre la conveniencia de sus

^a En Quebec, se entiende por «institucionalización» el hecho de que un proceso administrativo se convierta en una norma aceptada e integrada en la mecánica de actuación institucional. Esto se corresponde con los valores y la cultura de la organización, asegurándose a la vez su práctica estable en el tiempo.



^b Programme Actions Concertées – Concepts et méthodes pour l'analyse des actions gouvernementales pouvant avoir un impact sur la santé des populations (2004-2010). Es una iniciativa del MSSS, del Fondo de Investigación sobre la Sociedad y la Cultura de Quebec (FQSC) y del Fondo de Investigación en Salud de Quebec (FRSQ).

Tabla 1
Comparación del estado de implantación de la evaluación del impacto en la salud en Quebec (Canadá) y en España

Dimensión	Quebec (Canadá)	España (administración central)
Política	LSP de Quebec (el art. 54 establece el mandato de la evaluación del impacto en la salud)	Anteproyecto de LGSP española (con artículos en los que se contempla la evaluación del impacto en la salud) La LGSP establece las bases para implementar la evaluación del impacto en la salud en el ámbito nacional, autonómico y local
Objetivos	Promoción de la salud Coherencia de políticas Cambio de cultura a largo plazo	Promoción, prevención y protección de la salud Equidad y reducción de desigualdades sociales en salud Principio general de «Salud en todas las políticas»
Instrumentos	Programa Nacional de Salud Pública (contempla la evaluación del impacto en la salud) Guía práctica sobre la evaluación del impacto en la salud Guía sobre determinantes de salud Procedimiento interno de atención de solicitudes sobre evaluación del impacto en la salud en el MSSS Colaboración establecida entre las diversas instituciones con el objetivo de la evaluación del impacto en la salud (MSSS, INSPQ, CCNPPS, GEPPS) Función estratégica del consejo ejecutivo Medio de comunicación: Portal de Políticas Públicas y Salud Medio de participación: Blog de Políticas Públicas y Salud	Proyecto del Plan Nacional de Salud y Medio Ambiente (no contempla la evaluación del impacto en la salud) ^a La LGSP prevé la formación y la educación en evaluación del impacto en la salud A desarrollar Colaboración establecida entre el MSPSI y el ISCIII, pero sin objetivo de evaluación del impacto en la salud A desarrollar La LGSP prevé informar a los ciudadanos sobre los beneficios y los riesgos de las intervenciones políticas La LGSP prevé garantizar el derecho de los ciudadanos a participar en la elaboración de políticas A desarrollar
Estructuras	Equipo de dos profesionales de la evaluación del impacto en la salud del MSSS Red de representantes ministeriales para la evaluación del impacto en la salud	La LGSP promoverá el conocimiento, la aceptación y el uso de la evaluación del impacto en la salud por sectores no sanitarios La LGSP prevé la creación de la Red Española de Expertos en Salud Pública con competencia en evaluación del impacto en la salud La LGSP prevé promover la investigación en evaluación del impacto en la salud
Valores e ideas	Financiación de un programa de investigación: GEPPS (financiación por proyectos) Responsabilidad de otros sectores Inclusión de impactos positivos en la salud Gestión horizontal Apoyo a la toma de decisiones (papel no autoritario del MSSS) Acuerdos «ganador-ganador» Desarrollo y transferencia de conocimientos	Mejora de políticas sanitarias y no sanitarias Coordinación, cohesión, equidad, transparencia, participación social y uso del conocimiento científico Agilizar el proceso de evaluación de intervenciones Difundir los valores añadidos que aporta la evaluación del impacto en la salud en salud pública
Instituciones	Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales (DGSP con departamentos que gestionan a nivel provincial el proceso de evaluación del impacto en la salud) Instituto Nacional de Salud Pública de Quebec (con competencias en evaluación del impacto en la salud a nivel provincial) Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud (financiación federal)	MSPSI (DGSP sin departamentos que gestionen el proceso de evaluación del impacto en la salud) ISCIII del Ministerio de Ciencia e Innovación (sin competencias en evaluación del impacto en la salud) La LGSP prevé la creación del Centro de Evaluación de Políticas e Intervenciones de Salud Pública

Categorización de la tabla siguiendo el modelo de Dolowitz y Marsh (1996, 2000)^{26,27}.

MSSS: Ministerio de Sanidad y Servicios Sociales (Quebec); DGSP: Dirección General de Salud Pública del MSSS; INSPQ: Instituto Nacional de Salud Pública de Quebec; CCNPPS: Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud; GEPPS: Grupo de Estudios sobre las Políticas Públicas y la Salud (Quebec); LSP: Ley de Salud Pública de Quebec; MSPSI: Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad (España); ISCIII: Instituto de Salud Carlos III (España); LGSP: Ley General de Salud Pública de España.

^a Existe un informe base para elaborar el Plan Nacional de Salud y Medio Ambiente, pero por el momento dicho plan no está aprobado.
<http://www.msps.es/ciudadanos/saludAmbLaboral/docs/informeBase.pdf>.

Tanto el Portal de Políticas Públicas y Salud²⁵ (creado en 2005) como el Blog de Políticas Públicas y Salud²⁶ (creado en 2010) son ventanas públicas que han sabido aprovechar las modernas tecnologías de la información para establecer canales más eficientes de participación y comunicación entre los gobiernos, los investigadores y la sociedad civil.

Sistema de evaluación de la actividad en evaluación del impacto en la salud desarrollada en Quebec

La información sobre el origen y el número de peticiones que recibe el MSSS, la historia de la consulta y el análisis del proceso quedan registrados en un control sistemático de las demandas procesadas. El MSSS debe rendir cuentas anualmente a la Asamblea Nacional sobre las actividades emprendidas y los objetivos alcanzados, lo que sirve para valorar el estado de la integración de la evaluación del impacto en la salud en el desarrollo de políticas y en el proceso decisional de otros sectores gubernamentales.

El Servicio de Orientación en Salud Pública de la DGSP del MSSS ha gestionado 183 solicitudes, la mayoría leyes y reglamentos, entre abril de 2003 y enero de 2008. El 70% de dichas demandas proceden de sólo cuatro ministerios^c, y en la mayor parte de los casos es el Ministerio del Consejo Ejecutivo el que se dirige al MSSS. Finalmente, los promotores se dirigen al MSSS fundamentalmente en el momento de tomar decisiones, lo que aumenta la probabilidad de que los resultados de la evaluación estén presentes en la decisión final²³.

La **tabla 1** resume y compara los elementos con que cuentan Quebec y España en relación a la evaluación del impacto en la salud. La categorización establecida se basa en el modelo propuesto por Dolowitz y Marsh (1996, 2000)^{27,28} sobre la transferencia de políticas.

^c Ministerio de Desarrollo Sostenible, del Medioambiente y Parques (34%), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (14%), Ministerio de Empleo y Solidaridad Social (12%), Ministerio de Asuntos Municipales y Regionales (10%).

Discusión

La experiencia de Quebec muestra un paradigma de gran valor para el estudio del proceso de institucionalización de la evaluación del impacto en la salud. Diez años después de la aprobación de la Ley de salud pública, texto legal que consagró la base jurídica en materia de evaluación del impacto en la salud, se constata que ha habido claros avances en la atención que se presta a la salud en el proceso de toma de decisiones, o durante la formulación y adopción de políticas públicas. Por otra parte, España está impulsando la evaluación del impacto en la salud como un mecanismo que facilitará la incorporación del principio de salud en todas las políticas. Afrontar este reto exigirá una reorientación de las organizaciones de salud pública, la implicación de los sectores no sanitarios y de la ciudadanía, así como esfuerzos añadidos en formación e investigación.

Institucionalización de la evaluación del impacto en la salud en Quebec

En Canadá, la salud es de jurisdicción compartida entre las autoridades federales y las autoridades provinciales y territoriales. La gestión de los sistemas de salud y la provisión de servicios corresponde a las provincias y a los territorios, si bien deben cumplir con las directrices nacionales²⁹. En el caso de Quebec, el sector de la salud ha integrado históricamente una dimensión social, lo que ha supuesto la existencia actual del MSSS que combina ambas misiones. Dentro de Canadá, Quebec se caracteriza por sus políticas sociales progresistas y la fuerte institucionalización de la salud pública en todos los niveles administrativos (provincial, regional y local). En virtud de la Ley de salud pública, cada nivel es responsable de poner en marcha el PNSP de manera conjunta con el resto de los niveles administrativos de Quebec. Como la Ley de salud pública, el PNSP se apoya sobre las cuatro funciones esenciales de salud pública, que son la protección contra los riesgos, la vigilancia del estado de salud de la población, la prevención de enfermedades y la promoción de la salud. Las actividades de promoción de la salud, definida como la acción sobre los determinantes de la salud que caen fuera del ámbito sanitario, forman parte integrante de la responsabilidad de la salud pública desde hace más de 30 años en Quebec. Todos estos hechos han llevado a que Quebec sea ampliamente reconocida por su liderazgo en materia de salud pública y, en concreto, en el campo de la evaluación del impacto en la salud.

En el año 2001, la reforma de la ley de salud pública consideró importante que todas las funciones esenciales de salud pública ya mencionadas anteriormente tuvieran un respaldo legal, y no solamente la protección y la vigilancia, como es tradicional en las leyes de salud pública. El artículo 54 de la Ley de salud pública establece una medida que fortalece el mandato de la promoción de la salud, al exigir la consideración de los aspectos de salud por parte de sectores gubernamentales extrasanitarios. Asimismo, el reconocimiento legal de la evaluación del impacto en la salud constituye un avance importante para fomentar su desarrollo y para que forme parte de los valores y de la cultura organizativa de todos los sectores del aparato administrativo³⁰.

La institucionalización de la evaluación del impacto en la salud ha ido dando pasos firmes para incorporar la información disponible sobre los determinantes de la salud en los proyectos de políticas públicas. Los profesionales quebequeses han señalado distintos factores clave para la implantación efectiva de la evaluación del impacto en la salud. En primer lugar, el MSSS desempeña un papel relevante, pues ayuda a otros ministerios a alcanzar sus propios objetivos, pero impulsa también la consideración de los impactos sobre los determinantes de la salud. La existencia de un equipo dedicado a la evaluación del impacto en la salud en el MSSS, incluso aunque sea reducido, es esencial para efectuar las labores de promoción,

de cooperación y de coordinación de la red necesaria para la aplicación del artículo 54. Este equipo constituye un eje transversal de gestión entre la red de representantes ministeriales, los expertos y los mecanismos político-administrativos en cuyo seno debe integrarse el proceso de evaluación del impacto en la salud.

Otro factor de éxito de la práctica de la evaluación del impacto en la salud parecen ser los vínculos formales creados entre las organizaciones que contribuyen a la producción de conocimiento. El triunvirato formado por el MSSS, el INSPQ y los equipos de investigación constituye un cauce que permite una circulación relativamente rápida del saber científico para informar en la toma de decisiones. Por último, es importante señalar que la aplicación de la evaluación del impacto en la salud requiere promover y mantener una cultura de colaboración estrecha dentro de una organización fuertemente comprometida con la salud, y en la cual se prioricen la gestión horizontal y los acuerdos «ganador-ganador».

Por otra parte, la evaluación del impacto en la salud se entiende más como un enfoque estratégico que como un proceso de investigación. Aunque se reconoce que la investigación es indispensable, el objetivo último de la evaluación del impacto en la salud es promover la aplicación práctica del conocimiento científico para que se contemplen los efectos de las decisiones sobre los determinantes de la salud. Los encuestados también insistieron en la función de estímulo que ejerce el artículo 54. En consecuencia, más allá de la mera implantación de actividades que resultan obligadas por mandato legal, deben destacarse los beneficios colaterales y los múltiples efectos positivos por encima de los esperados con la estricta aplicación del citado artículo. Como ejemplo, podría mencionarse el desarrollo de nuevas vías de intercambios interministeriales, una mejor comprensión del sector de la salud por parte del sistema político-administrativo involucrado en la toma de decisiones, y un nuevo interés de los investigadores hacia las políticas públicas saludables. El CCNPPS, financiado por el gobierno federal, ha sido emplazado en Quebec por esta medida innovadora del gobierno provincial, lo que ha reforzado las capacidades de acción del INSPQ al poder aprovechar los recursos pancanadienses e internacionales.

No obstante, el equipo ministerial quebequense debe enfrentarse todavía a importantes retos para la producción de políticas públicas saludables. Actualmente existen numerosas evaluaciones de impacto en el proceso de toma de decisiones, lo que produce una sobrecarga de los analistas de políticas. Las autoridades gubernamentales se plantean establecer un proceso de evaluación de impacto integrado, en el cual debería vigilarse que las cuestiones relativas a la salud no sean descuidadas. Otra asignatura pendiente es la implicación efectiva de la comunidad en su conjunto, puesto que los recursos de participación²⁶ y de comunicación²⁵ están infrutilizados.

Institucionalización de la evaluación del impacto en la salud en España

El MSPSI ha considerado la institucionalización de la evaluación del impacto en la salud como una de las medidas de intervención de salud pública previstas en el anteproyecto de LGSP⁴. En esencia, el espíritu de la LGSP denota la voluntad del gobierno de incluir la salud en todas las políticas que se elaboren desde todos los ámbitos de las administraciones públicas. Los principios manifestados propiciarían un marco favorable para que la evaluación del impacto en la salud tuviera un papel catalizador en la elaboración de políticas intersectoriales. La LGSP contempla varias medidas que apoyarían esta conclusión, como por ejemplo la creación de un centro de evaluación de políticas e intervenciones en salud pública, que entre sus funciones incluya evaluar e informar las políticas públicas que tengan un impacto en la salud.

España podría beneficiarse de la experiencia quebequense para afrontar el reto que supone la institucionalización de la evaluación

del impacto en la salud. Como en Quebec, el mandato legal español de la evaluación del impacto en la salud podría suponer un impulso decisivo para introducir la salud en la toma de decisiones políticas. En este sentido, parece decisiva la creación de un equipo en el MSPSI que anime y sustente el entramado que debe establecerse para la puesta en práctica de la evaluación del impacto en la salud. Además de reforzar el papel del MSPSI, la selección de representantes ministeriales a cargo de la evaluación del impacto en la salud y coordinados por el MSPSI facilitaría la visibilidad de la salud en el resto de los sectores. La definición de esta red de representantes ministeriales favorecería la responsabilidad colectiva de la salud pública y la toma de conciencia del impacto de las políticas no sanitarias en los determinantes de la salud. Finalmente, teniendo en cuenta el rol del consejo ejecutivo quebequense, España podría plantearse la definición de un órgano y de un mecanismo que garantizaran que se han vigilado las cuestiones de salud antes de la aprobación de una intervención.

Por otra parte, se requieren cambios estructurales en las formas de organización de la administración, de manera que se facilite el establecimiento y el fortalecimiento de las relaciones institucionales. Siguiendo el ejemplo de Quebec y considerando lo previsto en la LGSP, la administración central debería favorecer una relación más estrecha entre el MSPSI, el Instituto de Salud Carlos III y la Red Española de Expertos en Salud Pública para lograr la implantación efectiva de la evaluación del impacto en la salud. Sería preciso que las distintas instituciones estuvieran debidamente organizadas y coordinadas para lograr un conjunto coherente y eficaz en el proceso de decisión. Por último, cabe destacar que la LGSP pretende garantizar el derecho de información y participación de los ciudadanos, los agentes sociales y las sociedades científicas en la elaboración de políticas. Como en Quebec, podrían diseñarse herramientas y técnicas innovadoras que favorecieran y potenciaran la implantación real de la sociedad civil en los aspectos de salud.

La LGSP también prevé promover la investigación en evaluación del impacto en la salud, lo que probablemente implicará acortar distancias entre expertos y responsables políticos, y potenciará la capacidad de influencia en la política real de investigadores y profesionales. La búsqueda del conocimiento debería orientarse desde el inicio hacia una aplicación práctica en salud pública, hacia la acción y la mejora del bienestar de la población. Este hecho facilitaría la compleja tarea de la adopción de decisiones institucionales que exigen una visión global y la necesaria transferencia de conocimiento entre la ciencia y la política.

Conclusiones y recomendaciones

La institucionalización de la evaluación del impacto en la salud en el marco de la LGSP no garantiza el éxito de su implantación para avanzar en la incorporación del principio «Salud en todas las políticas». La aplicación efectiva de la evaluación del impacto en la salud requiere, además de una firme voluntad política, el establecimiento de una estructura organizativa bien diseñada y la asignación de los recursos adecuados. La perspectiva de la práctica de la evaluación del impacto en la salud debe fundamentarse en la consideración de la salud como un tema transversal en las políticas públicas, en la colaboración intersectorial, en el conocimiento y la investigación, en el fortalecimiento de la acción comunitaria y en el establecimiento de redes de comunicación. La experiencia desarrollada en Quebec muestra un modelo de institucionalización de la evaluación del impacto en la salud que podría adaptarse a nuestro país, teniendo en cuenta la idiosincrasia española.

Contribuciones de autoría

E. Boldo y F. Benoit planificaron el diseño del estudio. Todos los autores aportaron información y contribuyeron en la revisión

¿Qué se sabe sobre el tema?

La institucionalización de la evaluación del impacto en la salud representa una gran oportunidad para incorporar los aspectos de salud en las políticas intersectoriales. En España, el proyecto de Ley General de Salud Pública ha previsto la inclusión de la evaluación del impacto en la salud para actuaciones públicas que tengan un impacto significativo en la salud.

¿Qué añade el estudio realizado?

Este estudio analiza las claves del éxito del modelo de implantación de la evaluación del impacto en la salud en Quebec (Canadá). Esta experiencia aporta elementos que pueden servir de referencia para la aplicación efectiva de la evaluación del impacto en la salud en España.

crítica del artículo. E. Boldo redactó la versión final del artículo, que fue aprobada por el resto de los autores.

Financiación

Este estudio fue financiado por la concesión a E. Boldo de una Bolsa de Ampliación de Estudios (BAE) de la línea de recursos humanos de la Acción Estratégica de Salud, en el marco del Plan Nacional de I+D+i 2008-2011, regulada mediante la resolución conjunta de la Secretaría de Estado de Investigación y del Instituto de Salud Carlos III de 22 de febrero de 2010 (BOE del 8 de marzo), y la Orden SCO/523/2008, de 27 de febrero (BOE del 29), de Bases Reguladoras.

Conflictos de intereses

Ninguno.

Agradecimientos

El estudio pudo realizarse gracias a toda la información aportada por responsables de diversas instituciones quebequenses de salud pública que trabajan en relación a la evaluación del impacto en la salud. Concretamente se realizaron entrevistas a los siguientes profesionales, que dedicaron su tiempo y paciencia a contestar todas las cuestiones formuladas (citados por orden alfabético): François Béland (Universidad de Montreal, Quebec, Canadá), Pierre Bergeron (experto asociado al Instituto de Salud Pública de Quebec, Canadá), Kristina-Maud Bergeron (Instituto de Salud Pública de Quebec, Canadá), Myrtha Cionti Bas (Instituto de Salud Pública de Quebec, Canadá), Louis Drouin (Dirección de Salud Pública de Montreal, Quebec, Canadá), Caroline Druet (Ministerio de Sanidad y de Servicios Sociales de Quebec, Canadá), France Gagnon (Grupo de Estudios sobre las Políticas Públicas y la Salud, Quebec, Canadá), Roseline Lambert (Instituto de Salud Pública de Quebec, Canadá), Florence Morestin (Centro de Colaboración Nacional sobre Políticas Públicas y Salud, Canadá), Marjolaine Pigeon (Ministerio de Sanidad y de Servicios Sociales de Quebec, Canadá), Rosario Rodríguez (Universidad McGill, Quebec, Canadá), Audrey Smargiassi (Dirección de Salud Pública de Montreal, Quebec, Canadá) y María Victoria Zunzunegui (Universidad de Montreal, Quebec, Canadá).

Bibliografía

1. Lalonde M. A new perspective on the health of Canadians: a working document. Ottawa: Health and Welfare Canada; 1974. (Consultado

- el 10/11/2010.) Disponible en: http://www.hc-sc.gc.ca/hcs-sss/alt_formats/hpb-dgps/pdf/pubs/1974-lalonde/lalonde-eng.pdf.
2. Organización Mundial de la Salud (OMS) y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF). Declaración de Alma Ata: la estrategia de atención primaria en salud. Ginebra: OMS; 1978. (Consultado el 7/11/2010.) Disponible en: <http://www.paho.org/spanish/dd/pin/alma-ata.declaracion.htm>.
3. World Health Organization (WHO). Ottawa charter for health promotion. To move towards a new public health: an international conference sponsored by the World Health Organization, Health and Welfare Canada and the Canadian Public Health Association. Ottawa: 1986. (Consultado el 2/11/2010.) Disponible en: http://www.who.int/hpr/NPH/docs/ottawa_charter.hp.pdf.
4. Ministerio de Sanidad, Política Social e Igualdad. Anteproyecto de Ley General de Salud Pública. (Consultado el 2/10/2010.) Disponible en: <http://www.msps.es/normativa/proyectos/home.htm>.
5. Urbanos R, en nombre del Grupo de Trabajo de SESPAS sobre una Futura Ley Estatal de Salud Pública. Recomendaciones para una futura Ley de Salud Pública en España. Gac Sanit. 2010; 24:89-94.
6. Urbanos R. La salud en todas las políticas. Tiempo de crisis, ¿tiempo de oportunidades? Informe SESPAS 2010. Gac Sanit. 2010;24(Supl 1): 7-11.
7. WHO. Health impact assessment. Main concepts and suggested approach. Gotenburg Consensus Paper. Copenhagen: WHO regional Office of Europe, 1999.
8. National Assembly for Wales. Developing health impact assessment in Wales. Health Promotion Division. National Assembly for Wales. 1999. (Consultado el 17/10/2010.) Disponible en: http://www.wales.nhs.uk/sites3/Documents/522/developing_hia_in_wales.pdf.
9. Ståhl T, Wismar M, Ollila E, et al. Health in all policies. Prospects and potentials. Helsinki: Finnish Ministry of Social Affairs and Health; 2006. (Consultado el 10/03/2011.) Disponible en: http://ec.europa.eu/health/ph_information/documents/health_in_all_policies.pdf 9.
10. Wismar M. Implementing and institutionalizing HIA in Europe. En: Ståhl T, Wismar M, Ollila E, et al., editores. Health in all policies. Prospects and potentials. Helsinki: Finnish Ministry of Social Affairs and Health; 2006. (Consultado el 14/03/2011.) Disponible en: http://ec.europa.eu/health/ph_information/documents/health_in_all_policies.pdf 10.
11. République et Canton de Genève (Suisse). Loi sur la santé du 7 avril 2006. Art. 4.2. (Consultado el 15/11/2010.) Disponible en: <http://www.geneve.ch/legislation/rsg/f/rsg.k1.03.html>.
12. Ley 16/2010, de 28 de diciembre, de salud pública de las Illes Balears. (Consultado el 15/03/2011.) Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2011/02/04/pdfs/BOE-A-2011-2108.pdf>.
13. Department of Health, Government of South Australia. The South Australian approach to Health in All Policies. 2010. (Consultado el 17/03/2011.) Disponible en: <http://www.sahealth.sa.gov.au/wps/wcm/connect/public+content/sa+health+internet/health+reform/health+in+all+polices>.
14. LSP - Loi sur la santé publique, 2001. (Consultado el 6/10/2010.) Disponible en: <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/S.2.2/S2.2.html>.
15. CCNPPS - Centre de Collaboration Nationale sur les Politiques Publiques et la Santé. (Consultado el 12/09/2010.) Disponible en: <http://www.ccnpps.ca/493/Le4Centre.htm>.
16. INSPQ - Institut National de Santé Publique du Québec. (Consultado el 7/09/2010.) Disponible en: <http://www.inspq.qc.ca/>.
17. Agencia de Salud Pública de Canadá. (Consultado el 12/09/2010.) Disponible en: <http://www.phac-aspc.gc.ca/index-fra.php>.
18. MSSS - Ministère de la Santé et des Services Sociaux. (Consultado el 1/10/2010.) Disponible en: <http://www.msss.gouv.qc.ca/>.
19. GEPPS - Groupe d'Étude sur les Politiques Publiques et la Santé. (Consultado el 3/11/2010.) Disponible en: <http://www.gepps.enap.ca/fr/accueil.aspx?sortcode=1>.
20. Programme National de Santé Publique 2003-2012. Québec: Ministère de la Santé et des Services Sociaux. 2003. (Consultado el 2/11/2010.) Disponible en: http://www.rrss12.gouv.qc.ca/documents/Programme_nationale_sante_pub.pdf.
21. MSSS. Guide pratique: évaluation d'impact sur la santé lors de l'élaboration de projet de loi et de règlement au Québec. 2006. (Consultado el 15/9/2010.) Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2006/06-245-01.pdf>.
22. MSSS. La santé, autrement dit... Pour espérer vivre plus longtemps et en meilleure santé. 2007. (Consultado el 17/9/2010.) Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2006/06-245-02.pdf>.
23. Gagnon F, Turgeon J, Dallaire C. L'évaluation d'impact sur la santé au Québec: lorsque la loi devient levier d'action. Les politiques publiques et l'évaluation d'impact sur la santé. Télescope. Vol. 14, no. 2, printemps-été 2008. (Consultado el 10/12/2010.) Disponible en: <http://www.enap.ca/OBSERVATOIRE/docs/Telescope/Volumes12-15/Telv14n2.gagnon.al.pdf>.
24. Héroux de Sève J, Druet C, Pigeon M. À la frontière des responsabilités des ministères et organismes publics: l'application de l'article 54 de la Loi sur la santé publique. Bilan et perspectives 2002-2007. 2008. Direction des communications du Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec. (Consultado el 6/11/2010.) Disponible en: <http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobat/f/documentation/2008/08-245-02.pdf>.
25. Gagnon F, Turgeon J. Santé, bien-être et formulation de politiques publiques au Québec. Huit études de cas. Résumés. GEPPS. Mai 2007. (Consultado el 29/04/2011.) Disponible en: <http://www.gepps.enap.ca/GEPPS/docs/Resumesetudesdecas/GEPPSDocumentsyntheseetudesdecas.pdf>.
26. Portail Politiques Publiques et Santé - Institut National de Santé Publique du Québec. (Consultado el 7/11/2010.) Disponible en: <http://politiquespubliques.inspq.qc.ca/fr/index.html>.
27. Blogue Politiques Publiques et Santé. (Consultado el 25/11/2010.) Disponible en: <http://www.inspq.qc.ca/politiquespubliques/page/A-propos-.aspx>.
28. Dolowitz D, Marsh D. Who learns what from whom: a review of the policy transfer literature. Political Studies. 1996;44:343-57.
29. Dolowitz D, Marsh D. Learning from abroad: the role of policy transfer in contemporary policy-making. Governance. 2000;13:5-24.
30. Canada Health Act. (Consultado el 20/11/2010.) Disponible en: <http://laws.justice.gc.ca/en/C-6/>.
31. Turgeon J, Gagnon F, Bourgauf J, et al. Politiques publiques et santé: les dilemmes de l'évaluation prospective. Administration Publique du Canada. 2005;48:328-47.